

福岡県農業総合試験場特別報告

第34号

農耕地における肥料成分の溶脱と その機構に関する研究

平成24年3月

福岡県農業総合試験場

(福岡県筑紫野市大字吉木)

SPECIAL BULLETIN
OF
THE FUKUOKA AGRICULTURAL RESEARCH CENTER
NO. 34

A study on leaching of fertilizer nutrients and
the leaching mechanism
by
Shin-ichi Fujitomi

THE FUKUOKA AGRICULTURAL RESEARCH CENTER

Chikushino, Fukuoka 818-8549, Japan

March 2012

農耕地における肥料成分の溶脱と
その機構に関する研究

藤 富 慎一

2 0 1 2

序

地下水中の硝酸性および亜硝酸性窒素の濃度は、地下水および公共用水域の水質汚濁に係る人の健康保護に関する環境基準により 10 mg L^{-1} 以下と定められているが、近年、わが国ではこれを超過する硝酸性窒素が検出され社会問題となっている。その原因の一つとして、化学肥料や家畜ふん堆肥の多施用がある。一方、カリウムは窒素と同様作物生産に欠かせない貴重な鉱物資源であり、その有効利用が求められている。このようなことから、農耕地における肥料成分の動態および溶脱の実態を解明することが重要な課題となっている。

本研究は、主に露地野菜畑を対象に、農耕地における肥料成分の溶脱の実態を明らかにするとともに溶脱機構の解明を目指したものであり、貴重な成果を得ることができたので、ここに特別研究報告として公表することとした。これらの研究成果は、今後、地下水の環境基準を遵守するための窒素施肥およびカリ資源の有効活用の技術開発に対して大きく貢献することが期待される。

なお、本研究は福岡県農業総合試験場において2001～2007年に実施した試験成績と、九州大学大学院生物資源環境科学府において2007～2009年に実施した試験成績をとりまとめたものである。

本研究の遂行にあたり、御指導、御鞭撻を頂いた九州大学大学院農学研究院教授和田信一郎博士、同教授大坪政美博士ならびに同准教授山川武夫博士に厚くお礼を申し上げます。

平成 24 年 3 月

福岡県農業総合試験場長

大神 良弘

目 次

緒 言	1
第1章 露地野菜畑における施肥管理の実態解析	
1. 1 九州・沖縄地域の露地野菜畑における施肥と養分吸収	6
第2章 露地畑における土壌中の水移動形態の解明	
2. 1 モノリスライシメータを用いた低地土の水田転換畑における 溶質移動特性の解析	13
2. 2 灰色低地土の露地野菜畑におけるマトリックス流と 選択流の定量化	20
第3章 露地野菜畑における施肥窒素の溶脱機構の解明	
3. 1 秋冬作ハウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する 土壌の荷電特性の影響	31
3. 2 秋冬作ハウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する 土壌の保水性の影響	37
第4章 水田転換畑における窒素溶脱の実態とその機構の解明	
4. 1 水田転換野菜畑における施肥由来窒素の動態と溶脱窒素の起源	43
第5章 農耕地からのカリウム溶脱の可能性	
5. 1 樹園地におけるカリウムの蓄積と溶脱の可能性	55
総合考察	62
摘 要	66
謝 辞	69
引用文献	70
Summary	78

緒 言

近年、わが国においては、農村地域の地下水中に高濃度の硝酸態窒素(NO_3^-)が検出されるようになり、化学肥料の多施用や畜産廃棄物の投棄的な土壌還元が原因とされている(環境省, 2007)。地下水中の硝酸態窒素濃度が問題となっている背景には、1940 年代以降に欧米で多発した、高濃度の硝酸態窒素を含む井戸水を飲んだ乳幼児のメトヘモグロビン血症(酸素欠乏症)による死亡事故がある。硝酸態窒素はそれ自体に急性毒性をほとんど持たないが、乳幼児の胃の中で微生物により亜硝酸態窒素に酸化された後体内に吸収され、血液中のヘモグロビンと結合し、酸素欠乏症を引き起こすといわれている。そこで、わが国では、地下水および公共用水域の水質汚濁に係る人の健康保護に関する環境基準の健康項目として、1999 年に硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の基準値を 10 mg L^{-1} とすることが定められた。なお、環境基準では NO_3^- を硝酸性窒素としているが、本研究では硝酸態窒素と記す。2006 年に実施された地下水水質測定概況調査によると、硝酸性窒素および亜硝酸性窒素に関する環境基準超過率は 4.3% で、ヒ素、トリクロロエチレン等を上回り、項目別でみると最も高い状況である(環境省, 2007)。

硝酸態窒素の前駆態であるアンモニア態窒素(NH_4^+)には環境基準が設定されていない。しかし、水質中のアンモニア態窒素濃度が高くなると水質汚濁防止法の排水基準項目である BOD(生物化学的酸素要求量)が高い値を示す。また、水道原水中で高濃度となった場合、殺菌用の塩素と反応してクロアミンが生成し、塩素の殺菌能力が阻害される懸念がある(武田, 2001)。アンモニア態窒素は除去フィルターで濾過することができないため、現状の対策としては多量の塩素を添加せざるを得ない。

このように窒素は、水環境にとって公害の原因物質かもしれないが、農業生産にとっては非常に重要な元素である。農村地域における地下水の富栄養化には、人為的な窒素付加による自然界の窒素循環の破綻がかかわっていることが指摘されている(越野, 1976)。土壌中には多量の有機態窒素が蓄えられているが、植物が直接利用できないため、自然界では天然供給量、すなわち土壌窒素無機化量が植物の生長を支配する。窒素は、植物(作物)の成長に最も大きな影響を及ぼす元素であり、近代農業では作物を効率的に安定生産するために、化学肥料として人為的に窒素を補わなければならない。また、作物はアンモニア態窒素と硝酸態窒素を根から吸収するため、肥料としてアンモニウム塩や硝酸塩を用いるのが都合よい。特に、ほとんどの野菜は好硝酸作物であるため、硝酸化成作用が進まない低温期には硝酸塩が施用されている。

作物の栄養生長期は、茎葉など光合成器官を生長させるために多量の窒素を必要とする一方で、生殖生長期には、根や下位葉などからの転流で賄われるためあまり要しない。したがって、作物の窒素吸収特性は、収穫期と栄養生長期および生殖生長期との関係から、以下の 3 つのタイプに分けることができる(相馬 1988, 西尾 2001a)。(A)ナス、トマト、キュウリなどの果菜類で、栄養生長と生殖生長が同時に進み栽培期間が長いタイプ、およびセルリー、ホウレンソウなどの非結球型葉菜類で、栄養生長終了時に収穫するタイプは多量の窒素を要する。一方、(B)水稻、ムギのように種子を収穫する子実作物、また、ダイコン、ニンジンなどの根菜類は少量の窒素しか要しない。(C)キャベツ、ハクサイなど結球型葉菜類は、吸肥力が強いので窒素を要するものの、栄養生長途中から生殖生長が始まるため収穫前にはあまり必要としない、(A)と(B)の中間タイプである。したがって、(A)の窒素多施肥タイプの作物は、肥料および有機質資材からの無機態窒素供給量と窒素吸収量の差で表される非吸収窒素量が多く(西尾, 2001a)、これらの栽培では、収穫時の土壌中に多くの無機態窒

素が残存する。

畑土壌ではアンモニア態窒素が極めて高濃度であったり、または極低温であったりしない限り、作物が吸収しなかった無機態窒素の多くは、土壌中で硝酸化成作用により速やかに硝酸態窒素に変化する(山本, 1994)。硝酸態窒素は、土壌の間隙水中で硝酸イオンとして存在しているが、陰イオンのため層状ケイ酸塩鉱物など負電荷を持つ土壌粒子(固相)には吸着されない。硝酸イオンは土壌水の移動に伴って輸送されることから、したがって、土壌中の水移動は硝酸態窒素の溶脱に大きな影響を及ぼす。収穫後に裸地状態となった畑では、降雨や灌水にさらされると硝酸イオンを含んだ土壌水は下方に移動する。そのため、ハウレンソウのような(A)窒素多施肥タイプの露地野菜畑では、硝酸態窒素が多量に溶脱し地下水に達するリスクが高い(西尾, 2001b)。こうした背景から、近年、特に露地野菜畑において地下水の硝酸態窒素汚染地が広く分布していることが指摘されている(熊澤, 1999)。そこで、露地野菜畑における硝酸態窒素の溶脱をモニタリングするため、有底のコンクリート枠やステンレス槽に対象とする土壌を充填したライシメータによって、多くの試験が行われてきた(嶋田 1970, 小川ら 1979, 芝野・大野 1988, 松丸 1997, 神田・須賀 1998)。これらの結果の多くは竹内(1997)の総説によってとりまとめられ、硝酸態窒素の溶脱は土壌の種類で異なり、砂質土での溶脱率が高く、熟畑化によって増大すること、降水量および窒素施用量が多いほど溶脱量が増加することが明らかにされている。これらのことから、硝酸態窒素の溶脱を低減するためには、まず、作物ごとに施肥窒素の収支を把握する必要がある。その次に、窒素施用量を削減しなければならないが、作物の生産性を維持しつつ効率的に減らすためには、その溶脱の予測が不可欠である。

前述のように、硝酸態窒素の溶脱は水移動の影響を受けるので、露地野菜畑における溶脱を予測するためには、まず、土壌水の移動特性を把握しておくことが重要となる。土壌水は大きく 2 つの流れの形態、マトリックス流と選択流によって下方に移動する。マトリックス流は、土壌基質中の均一な径の細孔隙を通過する水の動きで、降雨強度が充分弱い場合、土壌水はマトリックス流によって土壌基質中を緩やかに流れる。一方、選択流は土壌のマトリックス(基質)を迂回し、粗孔隙、つまり土壌構造間の間隙および粘質土壌の収縮による亀裂中を急速に移動する流れである。

マトリックス流は、約 150 年前にフランスの土木技師 Darcy によって定式化されたダルシーの法則に従う。これは、水で飽和された均一な土壌カラムにおいて、その水の流量が、カラムの端から端の圧力差に比例し、カラムの土壌充填層の長さに反比例するという経験則である。したがって、この法則は、粗粒質で均質な土壌における水の移動現象を説明できる。Richards(1931)はこれを不飽和状態に適用し、不飽和土壌水の運動モデル(リチャーズ式)を提案した。1970 年代には、コンピュータによる数値解法の発達により、リチャーズ式を元にした水移動のモデル化の研究が進展した。土壌中の水溶性化学物質は土壌水に溶解して移動するため、土壌中における硝酸態窒素等の移動は溶質移動といわれ、それは土壌の水分量と土壌水のフラックスに影響される。溶質移動は 2 つの移動形態が複合して生じている。第 1 に、土壌水の移動にしたがって土壌中を動く、いわゆる「移流」による移動である。第 2 に、分子のブラウン運動のように場所による濃度差を均一にしようとする働きで、「拡散」である。移流による溶質の移動速度は間隙内の土壌水の流れの速度(流速)である。さらに、土壌中で水移動の流速が局所的に不均一なため平均流速より速い部分と遅い部分が存在し、溶質が速く移動する部分と遅く移動する部分ができることで生じる分散による移動、「力学的分散」がある。古典的な解析法では、溶質移動は、土壌中における溶質の移流、拡散および分散による移動を表す移流分散方程式(Convection Dispersive Equation:CDE)とリチャーズ式(Richards,

1931)を連立させて解くことで求められる。

リチャーズ式は、ガラスビーズのように均一な土壌を想定したモデルだが、現実の土壌中には、構造面などの粗大孔隙や亀裂が存在するため、野外土壌は極めて不均一な状態にある。露地野菜は、黒ボク土や赤黄色土の畑地だけでなく(土壌保全調査事業全国協議会, 1991)、近年の米の需給政策によって、湿性な灰色低地土においても作付けられることが多い(農林水産省, 2009)。このような畑の下層土では、暗渠排水による乾燥、土壌収縮によって亀裂が生じるため選択流が発生する(Hayashi and Hatano, 1999)。選択流は、均一な土壌中での流れに比べて、溶質が部分的に速くかつ深くまで到達するため、リチャーズ式では説明することができない。そこで、1980年代には、元々均一系を対象に発達した移動モデルに係数を付与することで、現実と適合するモデルが模索されてきたが、現場の実態との解離が大きかった。一方、W. Juryらは、流出量を移動現象の唯一の変数とする伝達関数モデルを用いて表現することを提案した(Jury 1982, Jury and Gruber 1989)。これは、従来の移動現象を説明するモデルとは異なり、土壌中の移動機構をブラックボックスとした上で、出力フラックス(流出量)を単純に入力フラックス(流入量)の関数として表わす表現モデルであるため、選択流のように不規則な流れを近似できる。これらのことから、多様な土壌条件で行われる露地野菜作において硝酸態窒素の溶脱を予測するためには、多数のパラメータの測定を要しない伝達関数モデルが現実的な選択であろう。

1990年代以降の研究では、このように、不均一な野外土壌における水および溶質移動のメカニズムティックモデル化を断念し、再び現場における溶脱現象のモニタリングに回帰している。不均一な野外土壌におけるモニタリング手法として、前述のライシメータやキャピラリーライシメータ(前田・尾崎 2006, 山田ら 2003)の利用が考えられる。これらは、土壌浸透水を確実に採取できる利点があるものの、攪乱土を再充填しており、実際の土壌構造と異なるため水移動形態の評価には使えない。暗渠排水の利用(Ragab *et al.* 1996, Hayashi and Hatano 1999, 望月ら 2000)は、下層に亀裂が生じた細粒質土壌におけるモニタリングに適しているが(長谷川, 2002)、暗渠管より下層に上層から連続した亀裂が存在する場合は流出水量を正確に測定できない。また、近年、土壌を未攪乱状態のまま効率的に採取できる、モノスライシメータ法が開発された(Persson and Bergström, 1991)。現地に比較的近い規模で未攪乱土カラム実験を行えることは魅力的であるが、採取に特殊な装置が必要なことや1基当たりの面積が限定されるなどの欠点がある。このように、装置や設備を利用したモニタリング手法には個々に欠点がある上、単体での計測では水の移動形態を含めた情報を得ることは難しい。一方、TDR(Time Domain Reflectometry)法(Topp and Davis, 1985)を利用した任意の深さまでの貯留水量の測定によって、選択流を含む浸透水量を精度よく測定できるようになった(長谷川, 2006)。また、パンライシメータは、マトリックス流をほとんど採取できないが(金子ら, 2002)、土壌構造の発達した粘質土における選択流、および粗孔隙の多い砂質土における重力水のモニタリングに有効であることが報告されている(Barbee and Brown 1986, 金子・山本 1999, 山本・金子 2000, 長谷川 2002)。これらのことから、水移動の形態にまで踏み込んだ解析を行うためには、適切なモニタリング手法を組み合わせる必要がある。

層状ケイ酸塩鉱物主体の土壌では、硝酸態窒素のような1価の陰イオンは、負電荷を持つ固相表面に吸着されにくいため間隙水中に多く存在する。特に、スメクタイトのような大きな比表面積と固相表面の負電荷を持つ粘土鉱物において、固相付近の硝酸イオンは負電荷表面上に形成された拡散二重層内で斥力を受ける(Bolt and Bullugent, 1980)。この作用を陰イオン排除といい、これによる塩化物イオンの排除量は全孔隙体積の17%に及び(Hatano *et al.*, 1992)、塩化物イオン

の移動が非反応性トレーサーであるトリチウム水の流速より約 10%速くなることが報告されている (James and Rubin 1986, Jacobsen *et al.* 1992)。したがって、土壌中における 1 価の陰イオンの移動にはこの作用 (陰イオン排除) をある程度考慮する必要がある。

一方、固相表面の負電荷は、陽イオンを吸着することによりバランスされている。土に添加された陽イオンの一部は、陽イオン交換反応によって固相に保持されていた交換性陽イオンと置換して吸着される。また、2:1 型層状ケイ酸塩鉱物の Si 四面体シート表面は、シロキサン六員環の中央部が窪んだ構造をとっており、その穴 (cavity) の大きさはカリウム (K^+)、アンモニウム (NH_4^+) の大きさとほぼ同じである。このため、このシロキサン六員環が大きな負荷電を持っていれば、静電的に引きつけられた K^+ と NH_4^+ は水和水を放出して穴に収まる。さらに、層状ケイ酸塩鉱物の層間が閉じることにより不可逆的に強く吸着される。この吸着反応は非常に強く、容易に脱着されないことから固定反応と呼ばれている (平舘, 2003)。なお、固定された K^+ と NH_4^+ は和水利の強い Na^+ 、 Mg^{2+} によって徐々にケイ酸塩層間が開かれることによって交換される (和田光, 1981)。このため、硝酸態窒素などの陰イオンとは異なり、 NH_4^+ や K^+ は施用しても一般に農耕地から溶脱しにくいといわれている。陽イオン交換基に吸着される陽イオンの割合は陽イオン交換基のイオン選択性と土壌溶液の陽イオン組成によって決まる (和田信, 1997)。層状ケイ酸塩鉱物のイオン選択性の順序は、概ね $K^+ = NH_4^+ > Al^{3+} > Ca^{2+} = Mg^{2+}$ であるが、アロフェンではこれと異なり、 $Ca^{2+} = Mg^{2+} > K^+ = NH_4^+$ の順である。小林ら (1995) は、有効陽イオン交換容量 (ECEC) が約 $10 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ の粗粒質黒ボク土を用いたカラム実験において、アンモニア態窒素が硝酸態窒素と同様にカラム中を下降したことを明らかにし、供試土壌の NH_4^+ 選択性や陽イオン吸着能が低いとした。また、林地では添加した NH_4^+ の多くは表層土壌に吸着されて移動しないが、粗孔隙を通過する水移動に伴った NH_4^+ の流出が明らかにされており、土壌の NH_4^+ 保持能が水の移動様式と密接に関係することが示唆されている (嶋ら, 1996)。このように、主要粘土鉱物の NH_4^+ 選択性の強弱や ECEC、および土壌中の水移動形態によっては、 NH_4^+ においても農耕地から容易に溶脱する可能性が考えられる。アンモニア態窒素の溶脱は肥料経済的な損失だけでなく、冒頭に示したように地下水汚染につながる恐れがあるにもかかわらず、これまであまり注目されなかった。これは、アンモニア態窒素が、酸化的条件下の土壌中では速やかに硝酸態窒素になるため、存在形態として無視されてきたこと、また、陽イオンの交換・吸着反応が密接に関わるため、硝酸態窒素に比べて動態が複雑であることに起因すると思われる。

前述のように、米の需給調整政策により、水田において野菜などの高収益作物を組み合わせた田畑輪換栽培が行われている (農林水産省, 2009)。水田では長年、施肥だけでなく稲わらや刈り株、藻類等のすき込みにより、有機態窒素が継続的に補給されるとともに、夏期の湛水による嫌気的環境のため土壌窒素の消耗が少ない。このような水田において畑作への転換を行った場合、土壌の通気性が良好になるため硝酸化成能が年々高まり (西尾, 1997)、土壌由来硝酸態窒素の溶脱の増大が懸念される。したがって、わが国の農耕地で広い面積を占める灰色低地土において、水田転換畑の窒素溶脱の実態を明らかにすることは、環境負荷を軽減するための栽培法を確立する上で重要であり、その適用範囲が広いメリットがある。

また、カリウムは、これまで述べてきたように土壌中で理化学的にはアンモニア態窒素とほぼ同じ振る舞いをするが、肥料の原料として、すべてを海外からの輸入に依存する貴重な鉱物資源でもある。しかし、施肥されたカリウムの溶脱率は 8.5~32.5%と報告されており (Riekerk 1971, 吉田 1992, 岡田ら 1992, 杉山ら 2002, Sansoulet *et al.* 2007)、作物に吸収されなかったカリウムの一部は土壌に吸着されずに、農耕地から溶脱している可能性がある。

そこで、本研究では、主に露地野菜畑を対象に農耕地における肥料成分の溶脱の実態を明らかにするとともに溶脱機構の解明を目指した。硝酸態窒素については、最終的に地下水環境基準の 10 mg L^{-1} を遵守するための施肥窒素量を策定することを念頭に、硝酸態窒素の溶脱を支配する土壌中の水移動についてモデル化および形態別流量の定量化を試みた。また、土壌の持つ荷電特性および保水性、そして土壌窒素の無機化がアンモニア態窒素および硝酸態窒素の溶脱に及ぼす影響を明らかにした。さらに、貴重な鉱物資源であるカリ肥料の消費節減の観点から樹園地におけるカリウム溶脱の可能性を検討した。

本論文は次のような構成とした。

前述のように、露地野菜は施肥量が多く、作物に吸収されなかった肥料成分のうち窒素とカリウムは農耕地から溶脱する可能性がある。そこで、第 1 章では、九州・沖縄地域における露地葉菜類の施肥管理および肥料成分の吸収に関する 37 件の試験事例をとりまとめ、家畜ふん堆肥等の有機物由来の肥料成分を含めた施肥管理が、収量および作物による利用効率に及ぼす影響を解析した。

第 2 章では、低地土畑の未攪乱土壌を充填したモノスライシメータを用い、水および硝酸態窒素のトレーサーとして、重水 (D_2O) および臭化物イオン (Br^-) を施用した不飽和定常カラム実験を行った。そして、重水の流出結果を伝達関数モデルの一部である確率密度関数で近似することによりモデル化し、浸透特性を表わすパラメータを求めた。また、マトリックス流と選択流の含量をモニタリングできる水収支法と、選択流を特異的に集水するパンライシメータ法を組み合わせることによって、福岡県内の現地の灰色低地土畑における水移動形態の定量化を試みた。

第 3 章では、第 1 章において窒素利用効率が低かったハウレンソウを対象に、土壌の母材および荷電特性が異なる 3 種類の土壌を供試し、室内カラム実験を行った。その結果に基づいた陽イオン交換・吸着反応の数値計算から、土壌の NH_4^+ 選択性やアンモニウム塩の添加がアンモニア態窒素の溶脱に及ぼす影響を明らかにした。また、土壌タイプごとの保水性と作物生育が無機態窒素の溶脱に及ぼす影響を検討した。

第 4 章では、水田転換畑における施肥窒素の動態と土壌窒素の無機化が硝酸態窒素の溶脱に及ぼす影響について述べた。跡地土壌からの施肥窒素の溶脱については、自然界に多く存在する窒素 (^{14}N) の安定同位体である重窒素 (^{15}N) 標識肥料の利用により、それがほとんどないことが報告されている(日高・伊藤, 1987)。そこで、水田転換畑を模したライシメータにキャベツを供試し、同様の手法によって施肥由来アンモニア態窒素の土壌中における形態変化と作物吸収、下方移動、そして溶脱窒素の起源の解明を試みた。

第 5 章では、福岡県内 22 地点の樹園地におけるカリ施肥量と交換性カリ含量の関係を解析し、第三紀堆積岩を母材とする柑橘園土壌におけるカリウムの溶脱の可能性を、第 1 層の交換性陽イオン組成および $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ の変化から推定した。

最後に、第 1 章から第 5 章までの総合考察を行った。

第 1 章 露地野菜畑における施肥管理の実態解析

1.1 九州・沖縄地域の露地野菜畑における施肥と養分吸収

1.1.1 緒言

露地野菜では、従来、主に家畜ふん堆肥の施用による土壌肥沃度の維持を基本とする土壌管理が行われてきた。ところが、堆肥中に含まれる肥料成分は考慮されずに過剰施用されることが多いため、土壌中に養分が集積する傾向にある。特に、近年、家畜ふん堆肥は元の堆肥を水分調整材として流用する戻し堆肥が行われるようになり、堆肥中成分の濃縮による成分含量の増加が指摘されている(小山・高椋 2000, 西尾 2007)。また、全国で 1979～1998 年に行われた土壌環境基礎調査では、露地野菜畑土壌の可給態リン酸および交換性カリウム含量が増加傾向にあることを認めている(小原・中井 2003, 2004)。政府は 2005 年に「食料・農業・農村基本計画」において、「わが国農業生産全体のあり方を、環境保全を重視したものに転換する」との基本方針の下で、「環境と調和のとれた農業生産活動規範について」を発表した(農林水産省, 2005)。この方針は、環境保全型農業の営農による持続的農業の推進を基本とし、農家に環境保全型営農の実施を強く要求するものである(草場ら, 2009)。このような情勢から、露地野菜では土壌および施肥管理の新基準を策定する必要性に迫られている。そのためには露地野菜における土壌および施肥管理の実態を把握することが重要である。西尾(2001a, 2003)は、1998 年に農林水産省が農家を対象に実施した調査の施肥管理データと既存の養分吸収量データベースを用いて、窒素およびリン酸の施用実態を報告した。しかし、これらは実際の作物収量や養分吸収量に基づいた解析ではない。また、近年、露地野菜において多くの品目を網羅した実データによる実態解析は行われていない。

そこで、本節では九州・沖縄各県において近年実施された露地野菜に関する試験データを収集し、露地野菜畑における施肥管理の現状を明らかにするため、品目ごとに施肥量と収量および養分吸収との関係を解析した。

1.1.2 材料および方法

九州沖縄各県試験研究機関から提供された、露地野菜に関する土壌管理および施肥に関する試験データに基づき作物別にデータシートを作成した。収集したデータは、1) 施肥管理情報：窒素、リン酸およびカリの各施肥量、家畜ふん堆肥等有機物施用量、2) 収量および養分吸収情報：実収量、各成分の作物吸収量、3) 土壌管理情報：土壌中の無機態窒素、陽イオンおよび可給態リン酸含量、4) 各県の施肥基準量および目標収量である。

各県から収集した全 66 事例は部分的にデータが欠損しているものが多かったので、以下の基準に基づいて有効事例を選抜した。1) データセットとして施肥管理情報、収量および養分吸収情報が揃っていること、2) 1 県のみでは土壌条件や作型が偏るため、解析対象事例が複数の県にまたがること、さらに、明らかに異常値と判断されるデータを含む事例を解析対象外としてスクリーニングを行った。その結果、解析対象作物および事例数は 6 品目の合計 37 件で、内訳はキャベツ(9 件)、レタス(11 件)、ホウレンソウ(7 件)、ブロッコリー(3 件)、ハクサイ(2 件)となった。リーフレタスは解析対象事例が 1 県のみであったものの事例数が 5 件と多く、窒素に関するデータセットが揃っていたので解析対象とした。収集データには根菜類および果菜類も含まれていたが前記の理由で解析対象外とした。

各県の施肥基準には施肥基準量と目標収量が記載されている。目標収量と実際の収量(実収量)を比較することによって、現行の施肥基準量が収量性に及ぼす影響が明らかになると考えられる。そこで、まず、1) 目標収量と実収量の比較、2) 実収量からみた適正施肥量の検討を行った。次に、実際の施肥量が効率的な養分供給を行っているか、また、環境に影響を及ぼす可能性を明らかにするために、3) 施肥量が肥料成分の見かけの利用効率に及ぼす影響を検討した。

施用した家畜ふん堆肥に含まれる有効成分量を含めた肥料成分の利用効率は次式に従って算出した。見かけの利用効率＝吸収量÷施肥量(化学肥料+家畜ふん堆肥中の有効成分量)×100
ここで、家畜ふん堆肥中の有効成分量は成分施用量に化学肥料に対する肥効率を乗じて算出した。肥効率は各県から提供された情報に基づくが、これがない場合は畜種ごとに表 1.1-1 の化学肥料に対する肥効率を一律に適用した。

表 1.1-1 家畜ふん堆肥の化学肥料に対する肥効率

畜種	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	%	%	%
牛	20	60	90
豚	40	70	90
鶏	50	70	90

1.1.3 結果および考察

1.1.3.1 目標収量と実収量との関係

各県施肥基準の目標収量と実収量を表 1.1-2 に示した。実収量は、目標収量に対して平均 114% (97～126%) と目標収量を満たしたもののやや過剰傾向であった。

表 1.1-2 各県施肥基準の目標収量および実収量の平均値

品 目	事例数	目標収量*1 g m ⁻²	実収量 g m ⁻²	収量比 実/目標 %
キャベツ	9	5,175	5,950	120.1
レタス	11	3,200	3,310	113.8
ホウレンソウ	7	1,929	2,425	126.3
リーフレタス	5	2,500	2,427	97.2
ブロッコリー	3	1,000	1,047	104.7
ハクサイ	2	8,500	9,218	108.5
全体	37	3,418	3,767	114.4

*1 目標収量は各県で作型ごとに設定された目標値。

1.1.3.2 施肥量が実収量に及ぼす影響

キャベツおよびレタスにおける家畜ふん堆肥由来の有効成分量を含めた施肥量と実収量との関係を図 1.1-1 および図 1.1-2 に、総施肥量の平均値を表 1.1-3 に示した。

(1) キャベツ

家畜ふん堆肥中の有効成分量を含めた窒素総施肥量は施肥基準量と差がなく、また、実収量との間に正の相関があるため($r=0.596$, $p<0.05$)、施用量が多いほど多収となる傾向がみられた(図 1.1-1)。リン酸総施肥量は、離れ値の 1 事例を除けば 16～30 g m⁻² と施肥基準量(14～25 g m⁻²)

を大幅に越えなかった。また、実収量との相関はなかった。カリ総施肥量は平均が 33.6 g m^{-2} で、施肥基準量の平均 (21.8 g m^{-2} ; データ略) に比べて多く、 40 g m^{-2} 以上では増収しなかった。

(2) レタス

窒素総施肥量の平均は 27.3 g m^{-2} (表 1.1-3) で、各県の施肥基準量の平均値 (20.2 g m^{-2} ; データ略) に比べて多かった。これは家畜ふん堆肥施用事例が多く、一部で肥効の高い豚ふん堆肥や鶏ふん堆肥が施用されたためである (図 1.1-2)。また、総施肥量が多いほど多収となる傾向がみられたものの、 $30 \sim 40 \text{ g m}^{-2}$ の水準では増収しなかった。リン酸およびカリの総施肥量の平均は 37.8 および 53.6 g m^{-2} と多く (表 1.1-3), 特に堆肥施用事例において施肥基準量を大きく上回ったが (図 1.1-2), 多施用による増収は認められなかった。

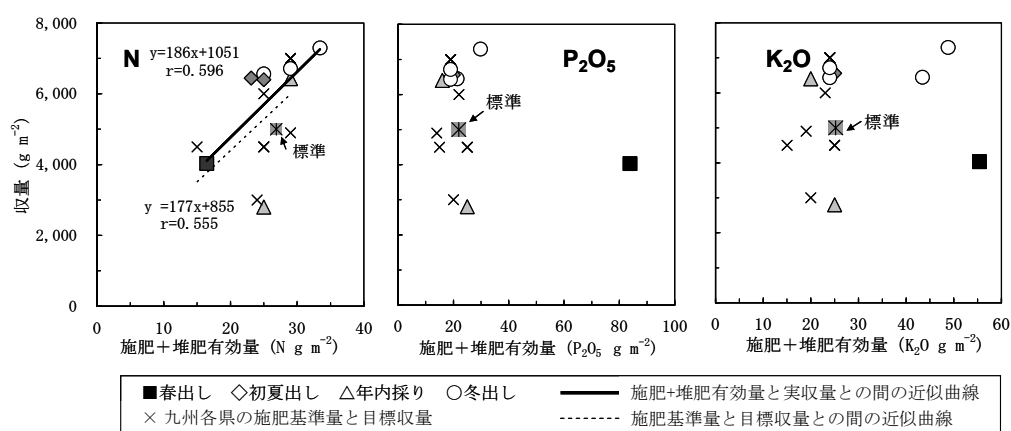


図 1.1-1 総施肥量 (家畜ふん堆肥の有効成分量を加味した施肥量) と収量との関係 (キャベツ)

*1 標準は関東東山土壤肥料技術連絡会議 (1954) により提案された目標値。

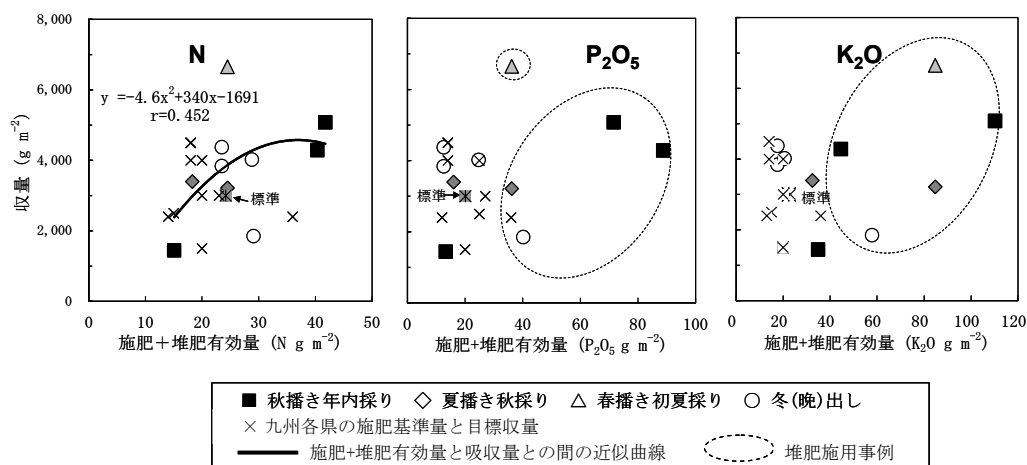


図 1.1-2 総施肥量 (家畜ふん堆肥の有効成分量を加味した施肥量) と収量との関係 (レタス)

*1 標準は関東東山土壤肥料技術連絡会議 (1954) により提案された目標値。

表 1.1-3 肥料成分の収支，見かけの利用効率および土壌残存量の平均値

(a)窒素						
品 目	事例 数	総施肥 ^{*1}	吸収	収支 ^{*2}	利用 効率 ^{*3}	土壌 残存 ^{*4}
		g m ⁻²	g m ⁻²	g m ⁻²	%	mg kg ⁻¹
キャベツ	9	25.0	24.5	0.5	98.2	63
レタス	11	27.3	10.4	16.9	38.1	140
ハウレンソウ	7	24.1	10.9	13.2	45.3	33
リーフレタス	5	22.4	5.3	17.1	23.6	17
ブロッコリー	3	28.4	21.8	6.6	76.9	—
ハクサイ	2	35.6	16.4	19.2	46.1	56
全体	37	25.6	14.4	11.1	56.5	77
標準偏差		7.1	8.2	9.7	32.4	134

(b)リン酸 (P ₂ O ₅)						
品 目	事例 数	総施肥 ^{*1}	吸収	収支 ^{*2}	利用 効率 ^{*3}	土壌 残存 ^{*4}
		g m ⁻²	g m ⁻²	g m ⁻²	%	mg kg ⁻¹
キャベツ	7	31.5	9.4	22.1	29.9	408
レタス	8	37.8	3.7	34.1	9.8	640
ハウレンソウ	4	23.8	2.8	21.0	11.8	506
リーフレタス	2	16.0	2.4	13.6	15.0	1,087
ブロッコリー	3	25.1	8.9	16.2	35.6	297
ハクサイ	2	40.4	7.6	32.9	18.7	485
全体	26	31.0	5.9	25.1	19.1	577
標準偏差		21.2	4.0	21.6	20.4	552

(c)カリ (K ₂ O)						
品 目	事例 数	総施肥 ^{*1}	吸収	収支 ^{*2}	利用 効率 ^{*3}	土壌 残存 ^{*4}
		g m ⁻²	g m ⁻²	g m ⁻²	%	mg kg ⁻¹
キャベツ	7	33.6	35.4	-1.8	105.4	342
レタス	8	53.6	21.1	32.5	39.4	808
ハウレンソウ	4	33.8	22.0	11.9	64.9	380
リーフレタス	2	22.9	22.1	0.8	96.4	353
ブロッコリー	3	37.9	69.6	-31.7	183.7	267
ハクサイ	2	55.3	37.4	17.9	67.7	906
全体	26	41.1	32.0	9.1	77.9	500
標準偏差		28.7	21.9	37.9	83.2	413

*1 施肥量+堆肥由来有効成分量。

堆肥由来有効成分量=堆肥施用量×成分濃度×化学肥料に対する肥効率。

*2 総施肥量-吸収量。

*3 吸収量÷総施肥量×100。

*4 無機態窒素，可給態リン酸 (Truog 法)，交換性カリ。

1.1.3.3 施肥量と吸収量の関係および見かけの養分利用効率

キャベツおよびレタスの各肥料成分の総施肥量と吸収量の関係を図 1.1-3 および図 1.1-4 に，見かけの利用効率を表 1.1-3 に示した。

(1) キャベツ

窒素吸収量は，15～34 g m⁻²の施肥量の範囲内において窒素総施肥量に対しほぼ 1:1 の量的関係を示し，両者に高い相関 ($r=0.871$, $p<0.01$) が認められた(図 1.1-3)。見かけの窒素利用効

率は 98.2% (表 1.1-3) と全国平均の 64% (西尾, 2001a) より高かったが, これは総施肥量が 25.0 g m^{-2} と全国平均の 33.8 g m^{-2} より少なかったためである。また, 栽培期間に栄養生長から生殖生長に転換するキャベツは, 本来, 収穫時点において土壌中の無機態窒素は少なくてもよい (相馬, 1988)。したがって, 跡地土壌の無機態窒素量 (63 mg kg^{-1}) を考慮すると, 見かけの窒素利用効率が高かった理由として, 前作残存窒素や土壌由来窒素供給量が多かった可能性が考えられる。

リン酸吸収量は, 関東東山土壌肥料技術連絡会議 (1954) で策定された目標値を含め, ほとんどの事例がリン酸総施肥量の半分以下であった (図 1.1-3)。そのため, 見かけのリン酸利用効率は 29.9% と低かったが (表 1.1-3), 全国調査では 15% とされ (西尾, 2003), これに比べて約 2 倍高いことが明らかになった。この理由として, 本研究では黒ボク土での事例が比較的少ないため, リン酸総施肥量の平均が 31.5 g m^{-2} と全国平均の 38 g m^{-2} に比べて少なかったこと, また, 比較的地温が高いことによる施肥リン酸の効率的吸収が考えられる。

見かけのカリ利用効率は 105.4% であり, ブロッコリーを除いた他品目に比べて高かった (表 1.1-3)。一方, 一般的な作物におけるカリ「利用率」は 40~70% である (上沢, 2002)。西尾 (2007) は, 家畜ふん堆肥のカリの肥効率を 65% とすることを提案したが, その理由を, 土壌や灌漑水からの天然供給量や肥料由来の可給態カリ蓄積量が多く, 実際に根に吸収される堆肥由来のカリが少ないためとした。本研究では, 表 1.1-3 に示したように跡地土壌の交換性カリ含量が比較的低かった。Wada and Odahara (1993) によると, アロフェンを主体とする黒ボク土は, カリ飽和度の上昇にともなってカリウムイオン (K^+) 選択性が急激に低下するため土壌溶液中に K^+ を放出しやすい。しかし, 本研究では黒ボク土の事例数が 3 分の 1 程度と多くないことから, 見かけのカリ利用効率が高かったのは, 土壌からのカリ供給量が少なかったためと考えられる。

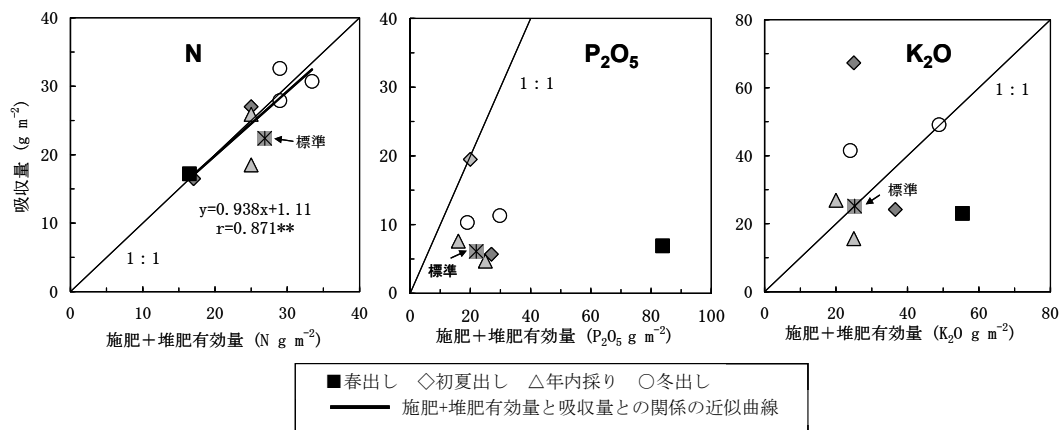


図 1.1-3 総施肥量 (家畜ふん堆肥の有効成分量を加味した施肥量) と吸収量との関係 (キャベツ)

*1 標準は関東東山土壌肥料技術連絡会議 (1954) により提案された目標値。

(2) レタス

窒素吸収量は総施肥量との間に二次多項式で表わされる関係がみられ, 30 g m^{-2} までは吸収量が増加した (図 1.1-4)。また, レタスの見かけの窒素利用効率は 38.1% と, 葉菜類全体の 56.5% より低かった (表 1.1-3)。

リン酸およびカリの吸収量は総施肥量に対して概ね少なかったが, 堆肥無施用の場合標準とほぼ同程度の関係を示した。見かけのリン酸の利用効率は 9.8% と他品目に比べて低く (表 1.1-3), 全

国平均(9%)とほぼ同等であった(西尾, 2003)。西尾(2003)は, リン酸総施肥量の如何にかかわらず収量がほぼ同等か, わずかな増収であり, むしろリン酸の減肥事例において増収した場合もあるとしている。本研究では, 跡地土壌の可給態リン酸含量は 640 mg kg^{-1} と土壌改善目標値の上限値(500 mg kg^{-1})を上回っており, したがって, このような圃場では総施肥量を削減するべきである。

見かけのカリの利用効率は 39.4% で, 品目別では最も低かった(表 1.1-3)。キャベツではカリを贅沢吸収した事例があったにもかかわらず, レタスではそれがほとんどなく, 特に堆肥施用事例の総施肥量は吸収量に対して明らかに過剰であった(図 1.1-4)。元来, レタスは窒素およびリン酸に比べてカリの吸収量が極めて多いものの(吉田, 2006), 20 g m^{-2} 以上のカリ施用量では吸収量がほとんど増加しなかった。このため, 未吸収のカリが蓄積した結果, 土壌中の交換性カリ含量が高くなり(表 1.1-3), これが施肥カリと競合し, 見かけの利用効率が低下したことが推定された。なお, 本研究では, 家畜ふん堆肥施用事例の割合が, 収集データのスクリーニング前の時点で 55%(66 事例中 36 件)と半数を越えていた(データ略)。家畜ふん堆肥中のカリ肥効率は表 1.1-1 に示したように 90% と高く設定されているが, これはカリが堆肥中で主に無機態として存在しているためである。一方, カリ肥効の高い鶏ふん堆肥を施用したレタス畑では, 交換性カリの集積の実態が報告されている(大井・大津, 2003)。したがって, これらのようなカリ集積圃場は, 前述の西尾(2007)による指摘のようにカリ利用率が低い可能性があるので, 家畜ふん堆肥中のカリ含量に基づいて堆肥施用量を決定する必要がある。

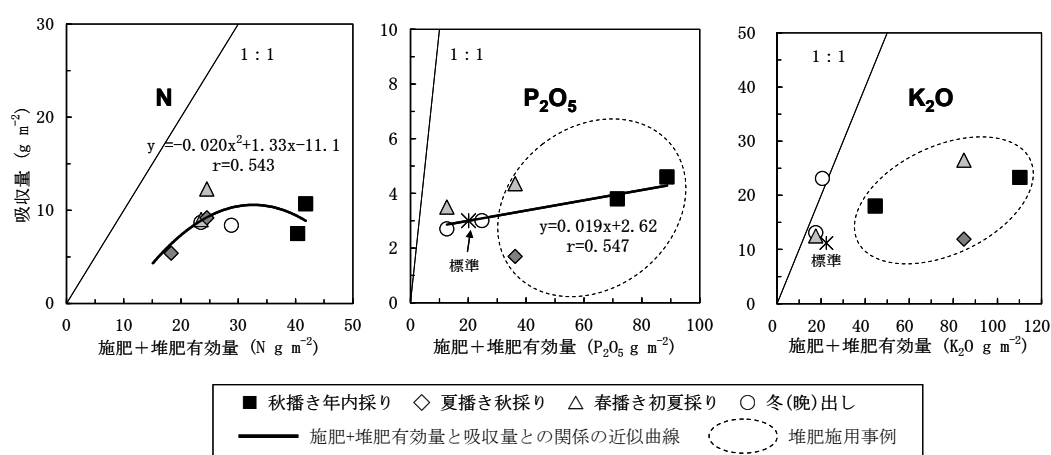


図 1.1-4 総施肥量(家畜ふん堆肥の有効成分量を加味した施肥量)と吸収量との関係(レタス)

*1 標準は関東東山土壌肥料技術連絡会議(1954)により提案された目標値。

(3) その他

ホウレンソウの見かけの利用効率は, 窒素が 45.3%, リン酸が 11.8%, カリが 64.9% と, 三要素ともにやや低かった(表 1.1-3)。リーフレタスの見かけの窒素利用効率は 23.6% と品目中最も低かった。ブロッコリーおよびハクサイでは, 見かけの窒素利用効率が 76.9 および 46.1% と, 同じアブラナ科葉菜類のキャベツより低いいため, 特に, 窒素総施肥量が多いハクサイでは収支が 19.2 g m^{-2} と多かった。一方, ブロッコリーではカリの収支がマイナスとなり, 交換性カリを多量に吸収した可能性が考えられた。

1.1.4 総合考察および結論

露地葉菜類の実収量は平均で目標収量の 114% (97~126%) とやや多く、現状の施肥管理は目標収量を満たすものの過剰傾向が伺われた。家畜ふん堆肥の施用事例は全収集データ 66 事例のうち 36 件と半数を越え、堆肥施用に起因するリン酸およびカリの過剰投入が認められた。これは、家畜ふん堆肥の施用量が毎回画一的であったり、窒素成分量を基準に施用したりしているためと思われる。

葉菜類全体の見かけの利用効率の平均値は、窒素が 56.5%、リン酸が 19.1%、カリが 77.9% であった (表 1.1-3)。窒素およびリン酸について全国平均と比較するため、西尾 (2001a, 2003) の報告から同一作物のみ抽出すると、窒素が概ね 40% 以下 (29~64%)、リン酸が概ね 10% 以下 (6~15%) であった。本研究はいずれもこれらに比べて高く、主に総施肥量が少なかったことによると考えられる。一方、吸収量は変わらないかむしろ多かったことから、可給態成分の土壌蓄積量が多いことや地温が比較的高いことが理由として推察される。

見かけの窒素利用効率を品目間で比較すると、リーフレタス<レタス<ホウレンソウ=ハクサイ<ブロッコリー<キャベツの順に高く、栽培期間の短い品目ほど低い傾向であった。特に、リーフレタスやホウレンソウなどの栄養生長型葉菜類は、比較的栽培期間が短く基肥主体の施肥体系であるとともに、収穫期まで土壌中の硝酸態窒素濃度を高く保つ必要がある (相馬, 1988) ためと考えられる。

次に個々の品目についてみると、キャベツでは、窒素総施肥量と実収量との間に正の相関が認められ、窒素総施肥量と窒素吸収量との量的関係もほぼ 1:1 であった。このことから、現行の施肥窒素基準量の 24~29 g m⁻² (春キャベツを除く) は妥当な範囲にあると判断できる。しかし、レタスでは、三要素すべてにおいて見かけの利用効率が低く、硝酸態窒素およびカリウム的大幅な溶脱の可能性が示唆された。したがって、レタスにおいて、環境負荷および肥料経済上の損失を防ぐためには、施肥量とともに速効性肥料主体の従来施肥法を見直す必要がある。

第2章 露地畑における土壌中の水移動形態の解明

2.1 モノスライシメータを用いた低地土の水田転換畑における溶質移動特性の解析

2.1.1 緒言

緒言で述べたように、硝酸態窒素は陰イオンであり、層状ケイ酸塩鉱物を主体とする土壌では固相に吸着されず、土壌水の下方移動に伴って流出する。このため、土壌水の移動特性は硝酸態窒素の溶脱に大きな影響を及ぼすとともに、畑作地帯では施肥等が地下水の硝酸態窒素汚染の主要因とされている(環境省, 2007)。硝酸態窒素の溶脱を低減するためには窒素投入量を削減しなければならないが、作物生産性を維持しつつ効率的に減らすために溶脱の予測が必要である。したがって、硝酸態窒素の溶脱を予測するために、土壌中の水移動特性を把握しておくことが重要である。

近年、米の需給政策によって、麦や大豆だけでなく付加価値の高い野菜も低地土の水田転換畑において多く作付けられるようになってきている(農林水産省, 2009)。このような畑の下層土では暗渠排水による乾燥、土壌収縮のために亀裂が生じやすく、土壌水の流れの中に土壌のマトリックス(基質)を迂回する画分(=選択流)が生じることがある。選択流は基質中の細孔隙内を通るマトリックス流に比べて溶質を速くかつ深くまで輸送する(Jury and Horton, 2006)。そして、土壌構造の発達した灰色低地土畑では、硝酸態窒素の溶脱が主に選択流に伴って起こることが示唆されている(Hayashi and Hatano, 1999)。選択流に伴う硝酸態窒素の溶脱の測定手法としては、主に選択流を集水すると考えられている暗渠排水を利用した例があるが(Ragab *et al.*, 1996, Hayashi and Hatano, 1999), 条件として暗渠より下層が不透水層である必要がある(長谷川, 2002)。一方、従来の施設型ライシメータは土壌の再充填による土層攪乱の影響があるため選択流を評価できない。そこで、近年、亀裂や土壌構造が発達したほ場の硝酸態窒素の溶脱量を把握できる手法として、モノスライシメータ(以下, ML)法が開発された(Persson and Bergström, 1991)。これは特殊な採取装置を用いて、土壌を未攪乱状態のまま直径 0.3~1.0 m、深さ 0.5~2.0 m の円筒管に採取することで、実験施設内に持ち運んで浸透実験を行える手法である。

一般的に溶質移動の予測に使われるリチャーズ式と移流分散方程式は選択流を表せないため(Feyen *et al.*, 1998), このような圃場では溶質の流出予測が困難である。この場合、流出量を移動現象の唯一の変数とする伝達関数モデルを用いて表現することが可能であり、土壌カラムや暗渠排水のように流出口で溶液採取が可能な系を表現するのに適している(Jury and Roth, 2005)。本モデルに組み込まれる確率密度関数には対数正規型(Jury, 1982)およびガンマ型(Jury and Gruber 1989, Maeda and Bergström 2000)等がある。ただし、これは溶質の移動機構を説明するモデルではなく、浸透流出水中の溶質濃度実測値と最もよく一致するような特性値を当てはめて近似させる表現モデルである(Jury and Roth, 2005)。

土壌中の溶質移動を測定するには、非反応・非吸着性トレーサーである重水(D_2O)やトリチウム水(3H_2O)を使用する必要がある。しかし、これらは非常に高価であり測定に特殊な機器を要し(佐久間ら, 1989), 簡便とはいえない。したがって、土壌中の存在量が少なく(Bowman 1984, 結田 1994), また、微生物との反応がなく、安価かつ測定が容易であり、硝酸態窒素(NO_3^-)と同じ1価の陰イオンである臭化物イオン(Br^-)または塩化物イオン(Cl^-)をトレーサーとして用いることが有効である。一方、火山灰の風積物を母材とする黒ボク土はその変異荷電のため陰イオン吸着能があり、土

壤中での陰イオンの移動を遅延させる(加藤・Clothier, 1991)。わが国は火山国であり、低地土の多くは黒ボク土の性質の影響を受けている可能性がある。また、土壌粒子表面の拡散二重層における陰イオン排除による溶質移動速度への影響も無視できず(Bolt and Bruggenwert, 1980), これにより臭化物イオンが、水に対して 1.05~1.64 倍速く流出したことが報告されている(Smith and Davis, 1974)。

そこで、本節では、細粒質グライ低地土の水田転換畑の未攪乱土壌を充填した ML を用いて重水および臭化物イオンの浸透実験を行った。その実験結果を用いて、伝達関数モデルの一部で浸透流出水量の関数である確率密度関数による重水浸透モデルを作成し、マトリックス流を主体とする黒ボク土畑と浸透特性について比較、検討することを目的とする。また、臭化物イオンの低地土における溶質移動トレーサーとしての有用性を検証した。

2.1.2 材料および方法

2.1.2.1 供試土壌およびモノリスライシメータの作製

独立行政法人農業・生物系特定産業技術研究機構中央農業総合研究センターの茨城県谷和原村の水田および畑圃場の地表下 56 cm までの未攪乱土壌を供試した。土壌は水田圃場が細粒質泥炭質グライ低地土、強粘~粘質(以下、低地土)、畑圃場が典型淡色黒ボク土、非埋没腐植質(以下、黒ボク土)である(農耕地土壌分類委員会, 1995)。両圃場は近接しており、水田圃場は火山灰台地上にある畑圃場に対して西方 1 km, 標高 20 m 程度の下流に当たる。土壌採取圃場の前歴は、水田が水稻連作から畑転換した大豆 1 作後、畑が大豆、トウモロコシ等畑作物の連作体系である。供試土壌の土性および物理性を表 2.1-1 に示した。

土壌採取は、2003 年 6 月に供試土壌を層位および構造を乱さずに採取できる土壌モノリス採取装置(前田・尾崎, 2006)を用いて、内径 30 cm×長さ 65 cm の塩化ビニル管(VP-300)に充填することで行った(図 2.1-1)。また、各土壌ともに 3 連で採取し実験の反復とした。採取した供試土壌は底面から 6 cm を取り除いて土壌流出防止用のナイロンメッシュで覆い、砂利を 3 cm 厚で充填した。これにステンレス製の支持台(高さ 3 cm)をはめ込み、採水口を有する底蓋を取り付けることで浸透流出水を貯水タンクに貯留できるようにした。



図 2.1-1 土壌モノリス採取装置による土壌採取の様子

2.1.2.2 トレーサー処理および実験方法

ML を降雨の影響を受けない半開放型ガラス室内に移動し無作為に並べた。土壌を底面給水により水道水で飽和した後、土壌構造を破壊しないように重力水を徐々に排出した。臭素として 20 g m^{-2} 相当量の臭化カリウムを重水 (D_2O 99.8%) 200 mL に溶解した溶液をトレーサー液とした。排水が完了した土壌の表面に洗浄ビンで液を均一散布し、無栽植条件で実験を行った。

散布直後から、人工降雨装置(サンケイ理化, SK-7100-25)を用いて 2.5 mm h^{-1} の降雨強度で連続 30 日間 ML に水道水を滴下した。ただし、低地土を充填した 2 基の ML (L1, L3) については、降水量が浸透水量を大きく超過しオーバーフローしたため、ML に蓋をすることで適宜降水量を調整した。降雨処理中は 1 日に 1~2 回浸透流出水量を測定し、一部を分析用試料として 500 mL のポリエチレン製瓶に採取した。なお、横風による雨滴降下位置の攪乱を避けるために、実験設備の周囲を農業用ハウスのビニル資材で覆った。

2.1.2.3 試料土壌の採取および物理性の測定

低地土が L2, 黒ボク土が A2 のモノリス採取時に、各層中央部の土壌を 100 mL 金属円筒を用いて未攪乱状態で 3 反復採取し、土性以外の各項目を定法(土壌環境分析法編集委員会, 1997)に従って測定し、その平均値を示した。土性は野外土性で決定した。

2.1.2.4 浸透流出水中の溶質濃度と土壌の最大保持水分量の測定

浸透流出水中の臭化物イオン濃度は、適当な希釈液をイオンクロマトグラフ(ダイオネクス, DX-320)で測定した。重水濃度は浸透流出水の原液を用いて、反応カラムに HOKKO PAC を用いた TCD 付きガスクロマトグラフ(島津, GC-14B)により測定した。

降雨処理終了後 ML から重力水を完全に排出するため 2 日間放置した後、ルートオーガー(直径 3 cm, 長さ 100 cm)を用いて土壌表面から底までの土壌を層位別に採取した。炉乾法で含水比を測定後、乾燥密度を乗じて体積含水率を求め最大保持水分量とした。

2.1.2.5 土壌水の浸透流出パターンのモデル化

伝達関数モデルについて、一定量の水が一定の速度で流入する定常状態の土壌カラムに、例えば多量の硝酸塩を瞬時に添加した場合を想定し、その溶質移動を図 2.1-2 の模式図に示した以下の理論によって説明する。つまり、 $t=0$ の時に表面に添加された N 個の硝酸イオンが、連続灌水によって下方移動し、移動時間 $t \sim t + \Delta t$ の間に任意の深さから n 個流出した時、添加した硝酸イオンのその深さまでの移動時間が $t \sim t + \Delta t$ である確率は n/N であると考えることができる。

ここで、定常流の場合、流出水量の積算値 I は移動時間 t に比例するので、 t を I に置き換えることができる。したがって、 n/N は ΔI の期間における浸透流出水中の溶質濃度 (C) をそれらの総流出量 ($\sum C * \Delta I$) で除した正規化濃度によって表せる。本研究では浸透流出水量に対する正規化重水濃度の関数としてプロットしたものを式(2.1-1)のガンマ型確率密度関数にフィッティングすることで、浸透流出特性パラメータ α , β を求めた。フィッティングは α と β に適当な値を次々と代入することによって行った。なお、確率密度関数には他にフィック型と対数正規型があるが(Jury and Roth, 2005), 本実験の目的は浸透流出水量の関数をモデル化することなので、深さのパラメータを必要としないガンマ型を採用した。

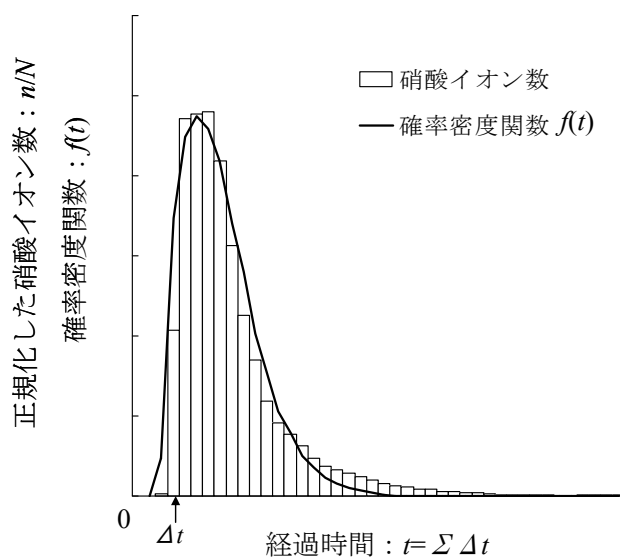


図 2.1-2 移動時間確率密度関数のモデル

*1 定常カラム実験で多量の硝酸塩を $t=0$ のときに添加した場合に、 n 個の硝酸イオンが $t \sim t + \Delta t$ の間にカラムを通過する確率を表わした模式図。

$$f(I) = \frac{\beta^{-\alpha} I^{\alpha-1} e^{-\frac{I}{\beta}}}{\Gamma(\alpha)} \quad (2.1-1)$$

ここで I は積算浸透流出水量(mm), α , β はパラメータであり, $\Gamma(\alpha)$ はガンマ関数である。なお, $\alpha/\beta = E(I)$: 溶質の平均到達浸透水量, $\alpha/\beta^2 = \text{Var}(I)$: 浸透特性分布の分散を表す。

2.1.3 結果

2.1.3.1 供試土壌の物理性

供試土壌の物理性を表 2.1-1 に示した。Ap 層および Ap2 層においては、低地土が黒ボク土に比べて乾燥密度が大きく、孔隙率および飽和透水係数が小さかった。低地土の B 層は泥炭層を含むため、黒ボク土に比べて乾燥密度が小さく、孔隙率が大きく、飽和透水係数が同等もしくは小さかった。

表 2.1-1 供試土壌^{*1}の主な物理性

土壌	層位 区分	深さ	土性	乾燥 密度	真比 重	-3.2kPa(pF1.5) ^{*2}		孔隙 率	飽和透水 係数
						液相	気相		
		cm		Mg m ⁻³		m ³ m ⁻³	m ³ m ⁻³	m ³ m ⁻³	m s ⁻¹
黒ボク土	Ap	0~13	CL	0.64	2.57	0.50	0.25	0.75	10 ⁻⁵ ~10 ⁻⁴
	Ap2	13~25	CL	0.82	2.61	0.60	0.10	0.68	10 ⁻⁶
	B	25~53	LiC	0.72	2.60	0.66	0.06	0.72	10 ⁻⁷ ~10 ⁻⁶
低地土	Ap	0~10	CL	0.97	2.57	0.61	0.01	0.62	10 ⁻⁶ ~10 ⁻⁵
	Ap2	10~25	CL	0.90	2.54	0.66	0.00	0.65	10 ⁻⁹ ~10 ⁻⁷
	B	25~53	CL	0.36	2.55	0.83	0.03	0.86	10 ⁻⁸ ~10 ⁻⁶

*1 土壌採取は黒ボク土が A2, 低地土が L2 のモノリス採取地点において行った。

*2 マトリックポテンシャル-3.2 kPa のときの液相率および気相率。

2.1.3.2 積算降水量および積算浸透流出水量

積算降水量および積算浸透流出水量の推移を図 2.1-3 に示した。黒ボク土のすべての ML および低地土の L2 は、積算浸透流出水量が積算降水量とほぼ同様に推移し、降雨処理後の重力水の完全排水までで 1,624～1,663 mm に達した。一方、低地土の L1 および L3 は降水処理開始から 3 日目以降浸透流出水量が激減し、積算量は 224 および 730 mm に留まった。積算降水量 (1,785 mm) に対する浸透流出水量の割合は黒ボク土で 91～93%，低地土の L2 で 92%であったが、L1 および L3 は 13%および 40%と極めて小さかった。

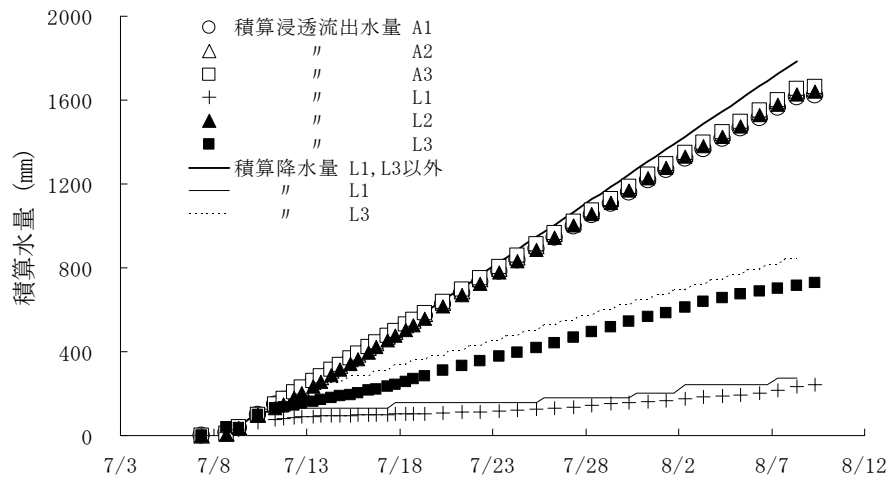


図 2.1-3 積算降水量および積算浸透流出水量の推移

2.1.3.3 臭化物イオンおよび重水の収支

ML1 本当りの臭化物イオンおよび重水の収支および回収率を表 2.1-2 に示した。添加量から積算溶脱量を差し引いた臭化物イオンの収支は、黒ボク土、低地土ともに正であり、土壌中にその一部が残存したことが考えられる。臭化物イオンの回収率は黒ボク土では 94～96%，低地土では L2 が 96%であったものの、その他は 58, 78%と低かった。

重水の積算溶脱量は添加量より 7～29 mg 程度多かったため、回収率は黒ボク土で 106～108%，低地土で 54～115%と臭化物イオンに比べて L1 を除いて高く、100%を超過したものが多かった。また、低地土における ML 相互の重水回収率は臭化物イオンと同様 ML 間差が大きかった。

表 2.1-2 ML1 基当りの臭化物イオンおよび重水の収支

土壌	ML 試料	臭化物イオン				重水			
		添加量	溶脱量	収支	回収率	添加量	溶脱量	収支	回収率
		(A)	(B)	(A-B)	(B/A ×100)	(A)	(B)	(A-B)	(B/A ×100)
黒ボク土	A1	mg	mg	mg	%	mg	mg	mg	%
	A2	1,284	1,213	72	94	200	215	-15	108
	A3	1,284	1,232	52	96	200	212	-13	106
低地土	L1	1,284	1,224	61	95	200	211	-11	106
	L2	1,284	743	541	58	200	107	93	54
	L3	1,284	1,228	56	96	200	229	-30	115
		1,284	999	286	78	200	174	26	87

2.1.3.4 臭化物イオンおよび重水の浸透流出特性

積算浸透流出水量に対する臭化物イオンおよび重水の正規化濃度（浸透流出水中濃度（C）/添加量（ C_0 ））の流出濃度曲線を図 2.1-4 に示した。黒ボク土における溶質濃度のピークは、臭化物イオンが重水に比べて 1.4～1.5 倍遅かった。一方、低地土（L2）では両者の濃度ピークの出現位置は同じく積算浸透流出水量 183 mm で、臭化物イオンの浸透の遅延はみられなかった。しかし、重水が 183 mm で鋭敏なピークを示したのに対し、臭化物イオンは 133～183 mm 付近で最高値に達していることから、重水よりやや早い流出がみられた。また、黒ボク土は個々の ML がほぼ似通った溶質濃度の推移を示したものの、低地土は ML ごとに大きく異なった。

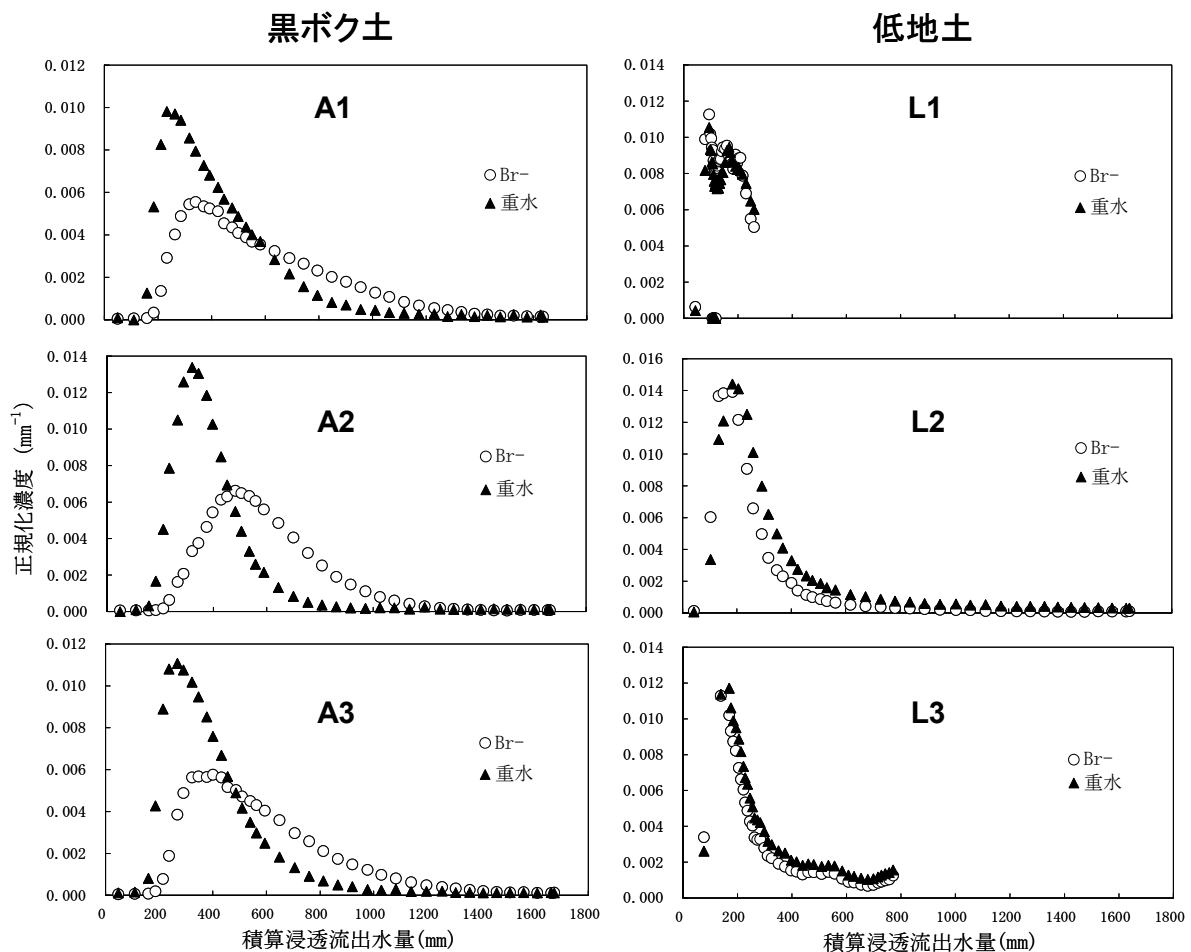


図 2.1-4 積算浸透流出水量に対する臭化物イオン（ Br^- ）および重水の正規化濃度

2.1.3.5 重水の浸透流出特性のモデル化

図 2.1-4 に示した浸透流出水の正規化重水濃度の流出濃度曲線に、ガンマ確率密度分布関数を近似させることによってモデル化し、図 2.1-5 に積算浸透流出水量に対する正規化重水濃度の推定曲線を示した。

黒ボク土は、すべての ML で推定曲線によって重水濃度のピーク位置を示すことができた。さらに A2 では、 $\alpha = 11$ 、 $\beta = 30$ の浸透特性パラメータで表される推定曲線によって重水正規化濃度の推移を正確に表現することができた。A2 における重水濃度のピーク位置は、圃場容水量に相当する

最大保持水分量の 308 mm とほぼ同じ 309 mm であり、平均到達浸透流出水量： $\alpha \beta$ の 330 mm と比べても 20 mm 程度の差であった。なお、A2 以外では濃度の急激な増加や緩慢な減少をモデルによって正確に表現できなかった。

低地土は、L2 において $\alpha = 4.5$ 、 $\beta = 53$ のパラメータで表される推定曲線によって正規化重水濃度の推移を示すことができた。このとき、重水濃度のピーク位置は 180 mm であり、平均到達浸透流出水量： $\alpha \beta$ の 239 mm より 59 mm 前方、また最大保持水分量の 267 mm より 87 mm 前方であった。他の ML の濃度ピーク位置は 79 mm および 129 mm であり、最大保持水分量の 302 mm および 300 mm よりも極めて前方に現れたものの、重水濃度の分布が複雑なためモデル化できなかった。

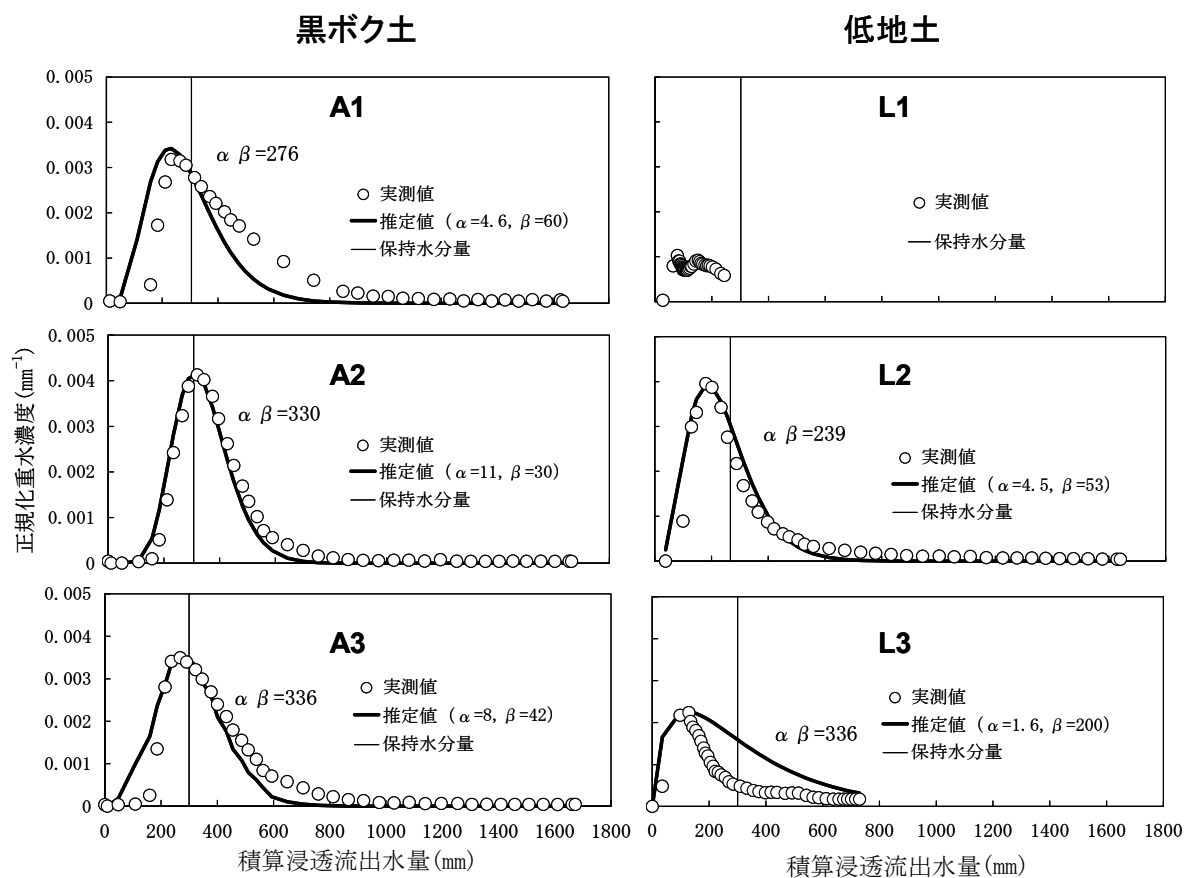


図 2.1-5 重水流出推定曲線と最大保持水分量^{*1}

*1 最大保持水分量は圃場容水量 (-3.2 kPa) 相当の土壤水分量。

2.1.4 考 察

細粒質泥炭質グライ低地土(以下、低地土)の水田転換畑における溶質の浸透流出特性を把握するため、未攪乱土壌を充填したモノスライシメータを用いて不飽和定常条件における臭化物イオンおよび重水の浸透実験を行った。その結果、ガンマ確率密度分布関数を用いて積算浸透流出水量に対する正規化重水濃度をパラメータフィッティングすることによって、 $\alpha = 4.5$ 、 $\beta = 53$ のパラメータで表される溶質移動モデルを作成した(図 2.1-5)。このモデルで表される推定曲線のピーク出現時の流出水量と土壌の最大保持水分量との大小関係から、水移動に対する選択流の寄与について検討した。土壌中において重水が、もし、すべてマトリックス流によって下方浸透するならば、重水

の流出ピークは積算浸透流出水量が最大保持水分量(=圃場容水量)に到達した時に現れる。典型淡色黒ボク土(以下、黒ボク土)では流出ピークと最大保持水分量が一致したが、低地土では流出ピークが最大保持水分量の前方に認められた(図 2.1-5)。このことから、黒ボク土は土壤水の流れがマトリックス流主体と考えられ、Hasegawa and Sakayori(2000)の見解と一致した。一方、低地土には土壤水の流れの中に流速の極めて速い画分、つまり選択流が多く含まれていたことは明らかである。同じ手法により、Maeda and Bergström(2000)は強粘質のインセプティソル(Inceptisol)において、Maeda and Ota(2006)はアルティソル(Ultisol)に属する粘質の黄色土においてともに選択流が発生したことを示している。

臭化物イオンおよび重水の浸透流出特性を比較した。その結果、低地土は黒ボク土で認められた臭化物イオンの流出遅延はなく、両トレーサーの濃度ピークはほぼ同じ流出水量時に現れた(図 2.1-4)。このことには低地土と黒ボク土の陰イオン吸着能の違い(和田, 1981)の影響が推察され、それをほとんど有しない層状ケイ酸塩鉱物を主体とする低地土では、臭化物イオンが重水とほぼ同様の浸透流出特性を示したと考えられる。一方、本研究では、低地土の採土地点が地理的に黒ボク土台地の下流に当たるため、土壤浸食にともなう黒ボク表土の混入の可能性がある。しかし、土壤中の有機態炭素量が 10 g kg^{-1} 程度あれば陰イオン吸着能は無視でき(Wada S.I. and Wada K., 1985), 硫酸イオン共存下では硝酸イオンの吸着はほとんどない(亀和田, 1994)。畑土壤には一般的にこの程度の有機態炭素や硫酸イオンが含まれることから、臭化物イオンの吸着の可能性を考慮する必要はないと考えられる。

低地土では、臭化物イオンがわずかではあるが重水より早く流出する傾向がみられた(図 2.1-4)。しかし、重水と似た性質のトリチウム水は、トリチウム自体が土壤に収着され、陰イオンに比べて移動が遅延する可能性があり(Van de Pol *et al.* 1976, Logsdon *et al.* 2002), カラム実験における塩化物イオンとトリチウム水との 10%の流出速度の差が、圃場条件では問題にならないことが指摘されている(Jacobsen *et al.*, 1992)。本研究では、図 2.1-4 に示した流出ピーク時の積算浸透流出水量から、臭化物イオンと重水の流出速度の差は 14%と計算された。したがって、低地土では臭化物イオンの固相近傍からの排除が生じていたものの、これらの既往の見解から、その移動に及ぼす影響は無視すると結論した。

2.2 灰色低地土の露地野菜畑におけるマトリックス流と選択流の定量化

2.2.1 緒言

前節では、定常状態での室内実験によって、低地土の水田転換畑における土壤中の水移動形態に流速の速い選択流が多く含まれることを明らかにした。細粒質の灰色低地土畑においては、選択流が硝酸態窒素を下層土に輸送する主要なメカニズムであることが明らかにされている(Pampolino *et al.*, 2000)。また、室内実験によって、少ない保水容量および小さい有効陽イオン交換容量を有する中粒質の灰色低地土の作土から、多量のアンモニア態窒素が溶脱することが明らかにされている(藤富・末吉, 2009)。したがって、浸透水に対する選択流の寄与割合を明らかにすることは、根域下に流れるアンモニア態窒素および硝酸態窒素の挙動を予測するために重要である。

水移動特性に関する先行研究では、作物を作付けした黒ボク土畑からの水移動について水収支法とダルシー則の併用によって、選択流が年間の総流出量の 16~27%に相当することが推定され

た(Hasegawa and Eguchi 2002, Eguchi and Hasegawa 2008)。また、気象パラメータを用いた水収支モデルによって、収縮性粘質土壌における選択流の割合が、年間浸透流出量の 16%に相当することが間接的に推定された(Bouma and de Laat, 1981)。これらの研究は、ダルシー則のみを適用する従来の手法では、圃場条件下における水移動の直接的定量が困難であることを示している。それゆえに、選択流とマトリックス流のフラックスを分別定量することはより一層困難である。

仮に、圃場において表面流去水が無視されるならば、任意の深さからの浸透流出量は、降水量から蒸発散量と貯留水量の変化量を差し引く水収支法によって求めることができる。しかし、蒸発散量の実測は困難であるため、通常では気象学的手法によって推定されている。もし、土壌水分の測定期間を豪雨発生時の短期間に限定するならば、蒸発散量を無視できる(長谷川, 2006)ので、任意の深さまでのマトリックス流と選択流の合計は、積算降水量から目的の深さまでの貯留水量の変化量を差し引くことによって求めることが可能である。

畑地の不飽和条件における土壌水の浸透を、土層を乱さずに観測できる手法としてパンライシメータ法が考えられている。パンライシメータ法は、金属板(パン)を土層に挿入する方法で、土壌中の粗孔隙を通る重力水を主に集水すると考えられている(Jemison and Fox, 1992)ことから、ゼロテンションライシメータ(Russel and Ewell, 1985)とも言われる。したがって、マトリックス流が主体の黒ボク土に設置されたパンライシメータは、年間降水量の 2~11%しか集水できなかった(金子ら, 2002)。一方、構造が発達した粘質土壌において、パンライシメータの採水パンは選択流の水みちを遮断できるため、それを測定するのに使えることが示された(Barbee and Brown, 1986)。これらの事例は、構造が発達した灰色低地土に対するマトリックス流と選択流の分別定量化技術として、パンライシメータ法が有効である可能性を示唆している。

本節の目的は、簡略化した水収支法とパンライシメータ法を併用してマトリックス流および選択流の双方を定量的に推定することであり、特に、土壌構造が発達した灰色低地土畑の下層に着目した。なお、任意の深さを下方浸透している水の動態を把握するには、対象とする深さの水分状態と圃場容水量を比較することが重要である。Hasegawa(2000)によると、排水良好な土壌の圃場容水量は、土壌水の降下浸透が充分小さくなったと考えられる降雨 2~3 日後の水分状態である。そこで、本研究では、圃場容水量を多量の降雨後 48 時間目における土壌体積含水率と定義した。

2.2.2 材料および方法

2.2.2.1 実験場所

本研究は 2005 年 9 月 14 日から 2006 年 6 月 26 日まで福岡県久留米市善導寺町の農家キャベツ(*Brassica oleracea* L. var. *capitata*)圃場において実施した。1995 年から 2005 年における久留米市の年間降水量の平均および平均気温は 1,803 mm および 16.3℃であった。供試土壌は細粒灰色低地土、灰褐系(Soil Taxonomy/FAO-UNESCO; thermic, Aeric Haplaquent/Fluvisol)で、下層土には亜角塊状および粒状の土壌構造が発達している。供試土壌の物理性の一部を表 2.2-1 に示す。土性は粘土含量が 20~23%の CL(国際法)、主要粘土鉱物はスメクタイトである(江頭ら, 1994)。供試土壌は乾燥密度(仮比重)が 1.23~1.39 Mg m⁻³と高く、孔隙率が 0.45~0.52 m³ m⁻³と少ない。飽和透水係数は表層および 60 cm 以下の下層土では高く、次表層および下層土上部では低かった。下層土の断面には、亀裂および植物根の跡やミミズの活動によって形成された直径 3~4 mm の管状の粗孔隙が多数観察された。

表 2.2-1 試験圃場の土壌の主な物理性 (2005)

層位	深さ	土性 ^{*1}	真比重	乾燥 密度	孔隙率	体積 含水率 ^{*2}	飽和 透水係数
	cm			Mg m ⁻³	m ³ m ⁻³	m ³ m ⁻³	m s ⁻¹
表層	0~15	CL	2.54	1.23	0.52	0.49	10 ⁻⁶
次表層	15~27	CL	2.52	1.39	0.45	0.44	10 ⁻⁹ ~10 ⁻⁸
下層	27~60	CL	2.57	1.34	0.48	0.43	10 ⁻⁸ ~10 ⁻⁵
	60~80	CL ^{*1}	-	1.23	0.52	0.42	10 ⁻⁶ ~10 ⁻⁴

*1 下層 (0.60~0.80m)の土性は野外土性による。

*2 -3.1 kPa (pF1.5) のマトリックポテンシャル相当の値。

2.2.2.2 試験区の設定

試験区の設定状況を図 2.2-1 に示す。表面水の流出入を避けるため、キャベツの定植直前に、試験区 (幅 75 cm, 長さ 90 cm) をポリ塩化ビニル製の枠板で取り囲み、3 株の苗を各々が 30 cm 間隔となるようその中に定植した。供試品種は‘彩ひかり’、栽培は福岡県野菜施肥基準の晩出し栽培に準じて行った。定植は 2005 年 9 月 25 日に、幅 120 cm, 高さ 10 cm に成形した畝に条間 50 cm, 株間 30 cm の 2 条千鳥植えて行った。このときの栽植密度は 40,000 株 ha⁻¹ であった。2006 年 2 月 8 日に収穫し、その後 6 月 26 日まで裸地状態を維持した。なお、キャベツ苗の活着を促進するために、定植後の 6 日間に地下水を合計 13 mm 灌水した。

2.2.2.3 土壌の体積含水率および降水量の測定

土壌中の体積含水率は TDR 法によって以下のように測定した。TDR 水分測定計は TDR プローブ (独 IMCO 社製, TRIME-ITC), データロガー (白山工業社製, LS-3000) および車用 12 V バッテリーによる外部電源から構成される。TDR プローブの設置状況を図 2.2-1 に示した。試験区の片側の長辺脇に幅 50 cm, 長さ 100 cm, 深さ 100 cm の縦穴を掘削し、キャベツ 1 株の直下の 20, 40 および 60 cm の深さに、3 本の TDR プローブをそれぞれ 1 本ずつ縦穴の垂直壁面に対し 45° の角度で挿入した。斜めに挿入した理由は、鉛直方向に連続する亀裂や粗孔隙をセンサーの感知領域が横切る可能性を高めるためである。プローブの先端からは長さ 11 cm の 2 本のロッド (センサー) が突き出ており、その中心が測定深となるよう設置した。そのため、地表から 20, 40, 60 cm の深さの体積含水率は、厳密にはそれぞれ 16~24, 36~44, 56~64 cm の土層の平均値である。また、各々のプローブは土壌水の浸透の攪乱を避けるため、互いに 10 cm の間隔を空けた。降水量は試験区横の転倒マス式雨量計で測定した。すべての測定は 1 時間間隔で行った。

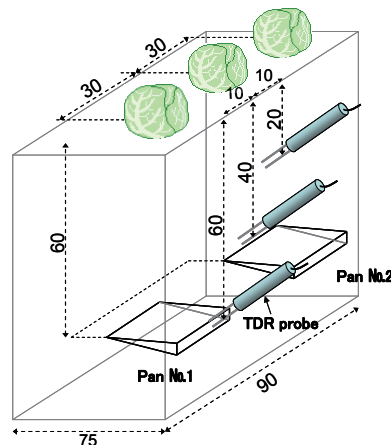


図 2.2-1 試験圃場における TDR プローブとパンライシメータの設置状況 *1 図中の数値の単位は cm。

なお、本研究では、前述のように圃場容水量は多量降雨後 48 時間目の体積含水率を指す。便宜上、24 時間の連続降水量が 20 mm 以上となった降雨イベントを多量降雨と定義し、調査期間に発生した 15 回での体積含水率を測定深さごとに平均し圃場容水量とした。

2.2.2.4 水収支法による流出水量の算出

任意の深さからの浸透流出水量は、降水量から表面流去水量、蒸発散量および貯留水量の変化量を差し引く次式の水収支法によって求めることができる(Hasegawa and Sakayori, 2000)。

$$\Sigma P - R = ET + D + \Delta S \quad (2.2-1)$$

ここで、 R は表面流去水量で、本研究では無視できる。マトリックス流と選択流の合計は積算降水量から貯留水量の変化量を差し引くことにより求められ、豪雨時には蒸発散量(ET)を無視することができる(長谷川, 2006)。そこで、次の水収支式が成立する。

$$D_w = \Sigma P - \Delta S \quad (2.2-2)$$

ここで、 D_w は深さ 60 cm からの浸透流出水量(mm)、 ΣP は積算降水量(mm)、 ΔS は深さ 60 cm までの貯留水量(S)の変化量(mm)である。水収支の対象期間は多量降雨の開始の 1 時間前から終了後 48 時間目までとした。

なお、 ΔS は本来、地表から深さ 60 cm までの土層を対象としなければならないが、本研究では 0 ~ 16 cm の体積含水率を測定していないため、正確には深さ 16 cm から 64 cm までの土層の貯留水量変化量である。なお、地表付近の体積含水率は地表面からの土壌水の蒸発により常に低いため、適度な湿潤状態であればその変化量が数日から 1 週間の水収支に及ぼす影響は小さいと考えられる。 ΔS の計算は次式に従って行った。

$$\Delta S = \left\{ \frac{(W'_1 + W'_2 + W'_3)}{3} - \frac{(W_1 + W_2 + W_3)}{3} \right\} * 480 \quad (2.2-3)$$

ここで、 W_1 は深さ 20 cm (16 ~ 24 cm)、 W_2 は同 40 cm (36 ~ 44 cm)、 W_3 は同 60 cm (56 ~ 64 cm) の降雨前の体積含水率($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)、 W'_1 、 W'_2 、 W'_3 は降雨後の体積含水率($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)である。

ただし、前述のように、本研究では深さ 0 ~ 16 cm の体積含水率を測定していないため、貯留水量の変化量はある程度の誤差を含むことに留意する必要がある。

2.2.2.5 気象学的手法による蒸発散量の推定

蒸発散量を簡易に推定できるソーンスウェイト法(Thorntwaite, 1948)を使用した。ソーンスウェイト法は月平均気温の関数として計算された月ごとの可能蒸発散量(ET_i)で、十分な土壌水分を持つ圃場に適用できる。しかし、ソーンスウェイト法によって求められた蒸発散量は、夏季に過大評価され、冬季に過小評価される傾向にあるため、それを補正するために月ごとの補正係数が提案されている(Nakagawa, 1984)。本研究では推定された毎月の蒸発散量に補正係数を乗じたものを積算し、調査期間(9 月 16 日 ~ 6 月 24 日)の蒸発散量とした。なお、9 月と 6 月は調査期間が 1 ヶ月に満たないので、調査期間日数を 30 日で割った係数を各月の可能蒸発散量に乗じることで概算した。

2.2.2.6 パンライシメータの設置および流出水の採水

パンライシメータのサンプラー(パン)を、図 2.2-1 に示したようにその先端が 60 cm の深さになるよう埋設した。ステンレス製のパン(30 × 30 cm, 900 cm^2)は、わずかに上向き角度を付けた上で、土層

攪乱を最小限にするために縦穴の垂直壁面から車用のジャッキを使って注意深くキャベツ株の真下に挿入した(図 2.2-2)。パンによって遮断された下方移動水はPVC 管を通してその下方に埋設された 20 L の容器内に導入される。2 つのパンライシメータを, それらの間に挿入された TDR プローブと並べて, (パンの中心を基準にして) 60 cm の間隔を開けて設置した。採水は, 調査圃場付近の AMeDAS 観測点における連続降水量が 20 mm を越えた場合に実施した。



図 2.2-2 試験圃場におけるパンライシメータの設置作業の様子

2.2.3 結果および考察

2.2.3.1 降水量

調査期間の積算降水量は 1,237 mm で, これに灌水量を加えた総降水量は 1,250 mm であった(表 2.2-2)。また, 調査期間中, 日降水量が 50 mm を越える降雨イベントが 4 回発生し, 最大日降水量は 2006 年 6 月 26 日の 109 mm であった(図 2.2-3a)。9 月 14 日の調査開始から 2 月 8 日までの約 5 か月間は降水量が 215 mm と少なかったが, それ以降の約 5 か月間では 1,022 mm と平年(846 mm)に比べて 1.2 倍多かった。

表 2.2-2 2005 年 9 月 14 日～2006 年 6 月 26 日の期間における水収支

期間	P^{*1}	D_w^{*2}	ΔS^{*3}	ET_w^{*4} ($P - D_w - \Delta S$)	ET_t^{*5}
	mm	mm	mm	mm	mm
9/14～30	13 ^{*6}	0	-6	19	44
10 月	29	0	-26	55	57
11 月	85	9	22	54	27
12 月	37	0	12	25	5
1 月	40	15	-4	29	11
2 月	119	90	7	21	17
3 月	96	73	-13	35	24
4 月	267	218	4	45	34
5 月	255	196	12	47	78
6/1～26	310	245	29	36	73
計	1,250	846	37	367	371

*1 積算降水量(灌水量を含む)。

*2 浸透流出水量。

*3 貯留水量の変化量。

*4 水収支法で求めた蒸発散量。

*5 補正係数(Nakagawa, 1984)で修正したソーンスウェイト法による蒸発散量。

*6 積算降水量に灌水量を加算した値。

2.2.3.2 深さ 20, 40 および 60 cm における土壌の体積含水率の推移

土壌の体積含水率の推移を図 2.2-3b, c に示した。圃場容水量は、深さ 20, 40 および 60 cm における体積含水率で表わすと 0.291 , 0.383 , $0.374 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ に相当した。深さ 20 cm の体積含水率は、9 月 16 日から 4 月 3 日の期間中圃場容水量をわずかに越えただけであったが、4 月 4 日以降ではそれを大きく越えた。深さ 20 cm における土壌含水率の増加が、もし、降水強度と土壌水の浸透速度の関係に依存しているならば、土壌含水率の 4 月 4 日以降の頻繁な上昇は、降水強度が浸透速度を上回ったために生じたものと思われる。一方、深さ 40 および 60 cm における体積含水率は頻繁にほとんど同時に圃場容水量を越えた。これらの結果は、土壌水の下層への急速な移動が上層からの排水に対応して瞬間的に発生したことを示していると考えられる。

2.2.3.3 深さ 60 cm までの貯留水量の推移

深さ 60 cm までの貯留水量の推移を図 2.2-3d に示した。貯留水量 (S) は 16 から 64 cm までの土層の平均体積含水率に層厚 (48 cm) を乗じた値で示される。貯留水量の推移は降雨パターンに概ね対応し、秋には極少雨のため急激な減少傾向を示した。また、貯留水量は 9 月 14 日から 6 月 26 日の全期間中 130~220 mm の範囲で変動した。

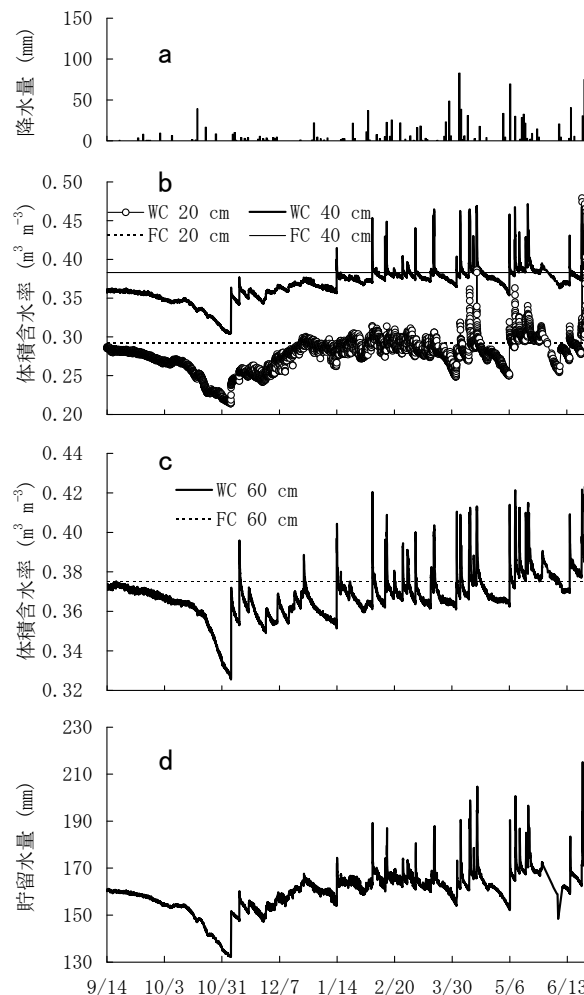


図 2.2-3 (a)日降水量, (b)20 cm および 40 cm の深さの体積含水率, (c)60 cm の深さの体積含水率, (d)60 cm の深さまでの貯水量 (2005~2006) *1 WC は体積含水率, FC は圃場容水量。
*2 (b), (c) 中の横線は圃場容水量相当の体積含水率。

2.2.3.4 豪雨時における土壌体積含水率と流出水量

2006 年 4 月に発生した豪雨時における体積含水率の推移を図 2.2-4 に示した。降雨は 4 月 10 日午前 0 時に始まり、4 月 11 日午前 6 時に終了し、積算降水量は 120 mm であった。連続降雨中、深さ 40 および 60 cm の体積含水率は圃場容水量に相当する 0.383 および $0.374 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ を越えていた。降雨が終了すると、体積含水率は 4 月 11 日の午前 12 時まで急速に減少し、その後緩やかに低下した。

次に、図 2.2-4 の豪雨時における積算降水量 (ΣP)、貯留水量の変化量 (ΔS)、および式 (2.2-2) から求めた流出水量 ($\Sigma P - \Delta S$) の推移を図 2.2-5 に示した。貯留水量の変化量は降雨開始直後から 9 時間後まで変化しなかった。このことは、降雨開始後の最初の数時間に下方浸透水が深さ 16 cm に到達していなかったためと考えられ、同様の現象は他の降雨イベント時にもみられた。貯留水量の変化量は積算降水量に引き続いて増加し、4 月 10 日午後 10 時にピークに達した後急速に減少し、その後、4 月 12 日午前 10 時までの 14 時間に緩やかな低下を示した。Hasegawa and Sakayori (2000) は、連続降雨に続く貯留水量の変化量の急速な減少が選択流によるものであることを指摘している。本研究においては、この時点で深さ 60 cm の体積含水率が圃場容水量を越えており (図 2.2-4)、選択流が発生したことが示唆された。なお、この降雨イベントにおける総流出水量は 118 mm であった。

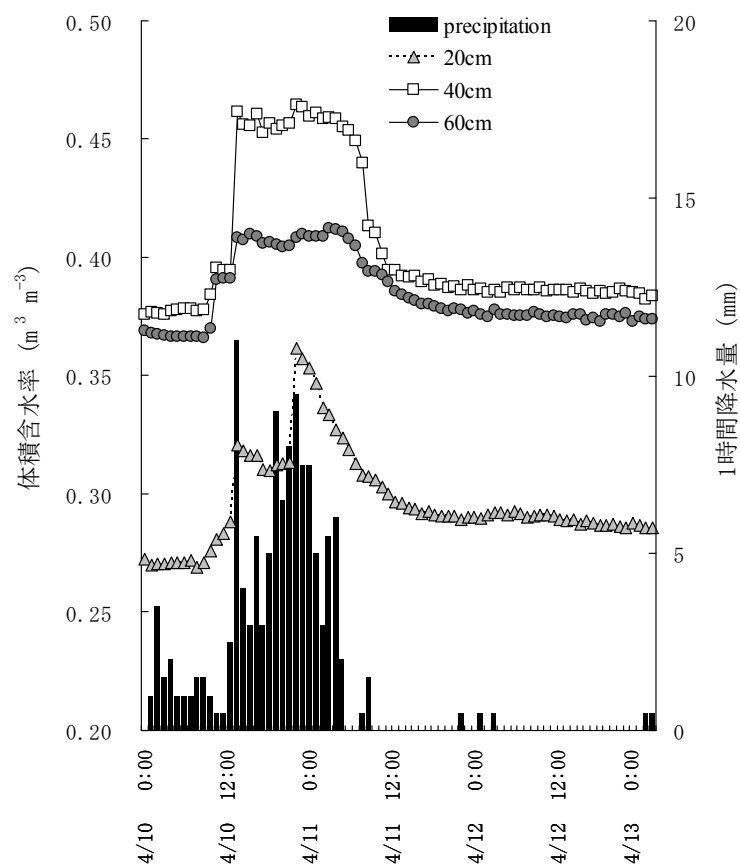


図 2.2-4 豪雨時における土壌深さ別の体積含水率および1時間降水量

*1 Y軸のラベルは日付および時刻。

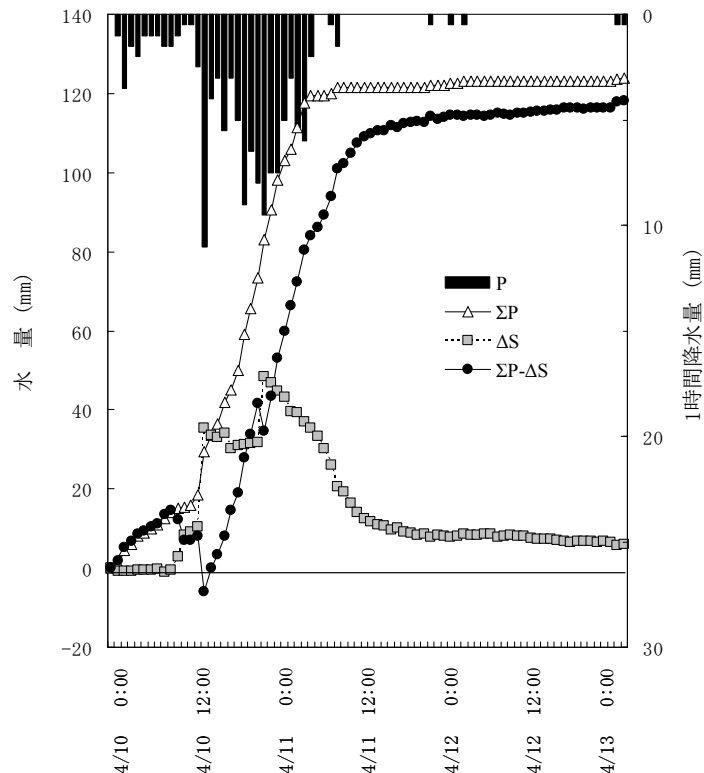


図2.2-5 豪雨時における水収支

*1 Y軸のラベルは日付および時刻。

*2 P : 1時間降水量, ΣP : 積算降水量, ΔS : 貯留水量の変化量。

2.2.3.5 水収支法で求めた調査期間の総流出水量

調査期間(2005年9月14日～2006年6月26日)の総流出水量を表2.2-2に示した。これは、調査期間に27回発生した連続降水量が20 mmを越える降雨イベント時に水収支法によって求めた流出水量の合計である。その結果、60 cmより下層に流出した水量は292日間で846 mmであった。黒ボク土では、深さ100 cmからの年間流出水量は7年間の平均で476 mmであり、流出水量を積算降水量で除した流出率は39%であることが報告されている(Eguchi and Hasegawa, 2008)。本研究における流出率は68%であり、主にマトリックス流によって土壤水が移動する黒ボク土のものより高かった。Eguchi and Hasegawa(2008)は年間降水量1,227 mmと流出水量から蒸発散量を求め、751 mmとした。試験圃場のある久留米市の平年の年間降水量1,803 mmから、仮にこの地域の年間実蒸発散量700 mm(大槻ら, 1984)を差し引くことで求めた流出水量は1,103 mmであり、流出率は61%となる。したがって、流出率のEguchi and Hasegawa(2008)との違いは土壤だけでなく地域的な降水量の違いにも基づくと考えられる。

2.2.3.6 水収支法による流出水量の推定精度

水収支法による総流出水量の推定値の精度を評価するために、水収支法で推定した蒸発散量(ET_w)とソーンスウェイト法(1948)による可能蒸発散量(ET_p)を表2.2-2に示した。本研究ではこれまで、豪雨を含む短期間の水収支を取り扱ってきたため対象期間の蒸発散量を無視してきたが、対象期間を月単位とすれば無降雨期間も多く含まれる。この間当然、土壤表面から蒸発散が生じているので月間の水収支は式(2.2-4)となる。

$$P_m = ET_{wm} + D_{wm} + \Delta S_m \quad (2.2-4)$$

ここで、 P_m 、 ET_{wm} 、 D_{wm} 、 ΔS_m は月ごとの積算降水量、蒸発散量、流出水量および貯留水量の変化量であり、 D_{wm} は個々の降雨イベントで求めた流出水量の月別合計である。

さらに、式(2.2-4)を式(2.2-5)に変形すると、 ET_{wm} の全期間の合計(ET_w)は式(2.2-6)で表せる。

$$ET_{wm} = P_m - D_{wm} - \Delta S_m \quad (2.2-5)$$

$$ET_w = \Sigma(P_m - D_{wm} - \Delta S_m) \quad (2.2-6)$$

その結果、求められた全期間蒸発散量(ET_w)は 373 mm であった。次に、Nakagawa(1984)が提案した補正係数を用いたソーンスウェイト法による可能蒸発散量を計算したところ、本研究と同期間において 371 mm であった。ペンマン法およびモートンの補完式を用いた北部九州の 10 月から 6 月の実蒸発散量は 350 mm とされ(大槻ら, 1984)、これらと比較した結果、本研究で求められた全期間蒸発散量は同程度であることから、水収支法による総流出水量は概ね妥当な値と考えられる。

2.2.3.7 パンライシメータで測定した流出水量

パンライシメータで測定した 60 cm 以下への流出水量を表 2.2-3 に示した。個々のライシメータにおける調査期間の流出水量は 807 mm(No.1)および 237 mm(No.2)で、No.1 の期間流出水量は 2 つの採水期間において降水量を上回り、過剰に集水していた。パンライシメータが、もし、主に選択流を集水するならば、集水量の違いには集水部(パン)の面積(Radulovich and Sollins, 1987)、地表面の凹凸などの設置状況(長谷川, 2003)や亀裂および粗孔隙の連続性(佐藤, 1992)が影響する。本研究では両パンライシメータの最短距離は 30 cm しかなく(図 2.2-1)、試験区が枠で囲まれているため地表水の流出入は無視できる。試験区内は、豪雨のたび一面湛水状態を呈していたことから、豪雨時に試験区表面に滞留した水が No.2 の直上から移動し、No.1 の直上に偏って集積したり、あるいは No.1 の集水面に向かって亀裂が生じていたりした可能性が考えられる。元々パンライシメータ法はかなりの測定誤差をとともなう方法であることが知られている。Zhu *et al.* (2002)は、採水量の許容誤差を 30%以内とした場合に、5%の有意水準を確保するには最低 8 反復を要するとした。そのため、本研究で得られた個々の結果を単純に平均し、供試圃場の代表値とすることは些か問題があると言わざるを得ない。しかし、本研究では 2 つのパンライシメータ直上を枠で囲っており、地表水の流出入はないことから、ここで得られた流出水量については紛れもない事実である。したがって、本研究の結果をこの試験区内で生じた限定的な事象として取り扱うならば、便宜上、両者のデータを平均して差し支えないと考える。

流出水量を積算降水量で除して求めたパンライシメータの集水率は 19~65%であった(表 2.2-3)。これについては、土壌構造が未発達な黒ボク土畑では 2~11%(金子ら, 2002)、それが発達したアルフィソル(多湿の鉱質土壌)では平年で 14~21%、多雨年で 45%であることが報告されている(Zhu *et al.*, 2002)。これに対し本研究は、少なくとも構造が未発達でマトリックス流が主体と考えられる黒ボク土畑を上回り、平均では 42%とそれが発達している土壌の多雨年に匹敵した。一方、選択流は、日流量がマトリックス流の 1.7 倍以上であり、そのため発生回数の割に年浸透水量が多い(江口, 2006)ことから、本研究では選択流が多く生じたものと推定される。

選択流が生じるには、降水強度が土壌水の土壌マトリックスへの侵入速度を越えなければならない(長谷川, 2003)。このため、選択流は短期間の多量の降雨によって発生し(Hasegawa and Eguchi, 2002)、団粒構造が発達した黒ボク土では、週降水量が 200 mm を越える 2 回の豪雨時にパンライシメータの年間採水量の 84%を集めたことが報告されている(Russel and Ewell, 1985)。本

研究では、No.1 において、132, 158, 209 mm の流出水量が観測された期間の積算降水量は 100 mm を越えるとともに、いずれも最大降水強度が 10 mm h^{-1} 以上と高かった(表 2.2-3)。このことはすなわち、パンライシメータで求めた流出水量が、構造の発達した灰色低地土における短期間の豪雨を含む気象条件での浸透実態を反映し、選択流が生じていたことを示唆するものと考えられる。

表 2.2-3 2005 年 9 月 14 日から 2006 年 6 月 26 日の期間における降水量, 水収支法およびパンライシメータ法による浸透流出水量, および両者の差し引き量

採水期間	期間 日数	P^{*1} mm	RI^{*2} mm h^{-1}	D_w^{*3} mm	D_p^{*4}			D_m^{*5} ($D_w - D_p \text{ avg}$) mm
					No.1 mm	No.2 mm	avg. mm	
9/14 ~ 10/ 8	56	84	11	0	0	1	0	0
10/ 8 ~ 10/14	6	17	7	9	0	0	0	9
10/14 ~ 10/30	22	27	10	0	0	0	0	0
10/30 ~ 12/12	12	14	3	0	0	0	0	0
12/12 ~ 12/26	14	24	3	0	0	0	0	0
12/26 ~ 1/25	30	36	9	15	0	2	1	14
1/25 ~ 2/ 9	15	31	8	18	21	3	12	6
2/ 9 ~ 2/22	13	59	11	48	32	11	22	26
2/22 ~ 3/ 2	8	59	7	48	23	8	16	32
3/ 2 ~ 3/23	21	70	4	50	22	13	18	33
3/23 ~ 4/ 6	14	84	16	70	81	1	41	29
4/ 6 ~ 4/14	8	129	11	118	158	57	108	10
4/14 ~ 4/25	11	51	3	30	48	19	34	-4
4/25 ~ 5/12	17	112	15	85	132	37	84	0
5/12 ~ 5/22	10	118	8	112	71	22	47	65
5/22 ~ 6/16	25	99	9	33	10	7	8	26
6/16 ~ 6/26	10	241	42	212	209	55	132	80
計	292	1250	—	846	807	237	522	325
P の計に対する比率 ^{*6}	—	—	—	0.68	0.65	0.19	0.42	0.26

*1 採水期間における積算降水量。

*2 採水期間における最大降水強度。

*3 水収支法による浸透流出水量。

*4 パンライシメータ法による反復とその平均の浸透流出水量。

*5 水収支法による流出量 (D_w) からパンライシメータ法による平均流出量 ($D_p \text{ avg}$) を差し引いた値。

*6 水収支法 (D_w), パンライシメータ法 (D_p) の流出量を積算降水量で除した値。

2.2.3.8 マトリックス流と選択流の比率

Barbee and Brown(1986) は、サンプラーが土壌構造を破壊せずに土層に挿入されるため、パンライシメータが、構造の発達した粘質土壌において選択流を集水するのに有効であることを指摘した。本研究は、主要粘土鉱物がスメクタイトで構成される構造の発達した細粒質土壌の畑で実施しており、パンライシメータによって集められた下方移動水は選択流を多く含む可能性がある。Maeda *et al.* (1999) は、土壌中に埋設したウイックサンプラーの集水率に対する壁高の影響を検討し、それが高いほどサンプラー内部のマトリックポテンシャルが低いため、集水率が増加することを明らかにした。本研究で用いたパンの集水タンクへの導水部には高さ 2 cm ほどの壁があるため、集水面付近のマトリックポテンシャルは極わずかにマイナス側と考えられる。このため、集水面まで到達するマトリック流がわずかながらも存在するものと思われる。水収支法で推定した流出水量がマトリック流と選択流の合計である(Hasegawa and Sakayori, 2000)ことは疑いようがないが、パンライシメータはこのような選択流のみを集水しているわけではない。このためかなりの誤差を伴う方法ではあるが、水収支法によって求められた数値からパンライシメータによる採水量を差し引くことによって、マトリック流量を概

ね推定できると考えた。この計算結果は、マトリックス流と選択流の比率が5:2と1:20であり、平均すると約2:3であることを示していた。構造のよく発達したアルフィソルにおいては、パンライシメータ法と、Penman-Monteith法で推定した蒸発散量を用いた水収支法による流出水量が報告され(Zhu *et al.*, 2002), これから計算したマトリックス流と選択流の比率は平年で2:1, 多雨年では1:4であった。一方, 黒ボク土では, 選択流は年間にわずか2~7回の頻度しか発生せず, 両者の比率は5:1~3:1と見積もられた(Eguchi and Hasegawa, 2008)。これらのことから, パンライシメータの測定精度に留意する必要があるものの, 構造が発達した灰色低地土では, 多雨条件の場合, 選択流がマトリックス流より水移動に大きく寄与している可能性が示唆された。

2.2.4 結 論

豪雨期間中は, マトリックス流と選択流の合計量を降水量と土層ごとの体積含水率から概算できる。これを約9か月の調査期間において積算することによって, 灰色低地土畑の深さ60 cmからの総流出水量が846 mmと推定された。主に選択流を集水すると考えられるパンライシメータによる計測では, 総流出水量が237~806 mmであることが明らかになったものの, 集水部の面積や設置状況等にともなう誤差が大きかった。仮にこれらを平均すると, 積算降水量で除したパンライシメータの集水率は42%となり, 構造が発達した土壌での多雨年の事例(Zhu *et al.*, 2002)に匹敵した。このことから, 本研究の結果は, 構造が発達した灰色低地土畑における豪雨を含む気象条件での実態を反映しており, 選択流の発生が示唆された。したがって, 水収支法による流出水量との差し引きから求められた調査期間のマトリックス流と選択流の比率は平均で約2:3であり, 灰色低地土では選択流の方が水移動に寄与している可能性がある。しかし, 本研究では, パンライシメータによる測定精度に問題があったため, 水移動の形態別割合については定性的結論を示すに留めた。

第3章 露地野菜畑における施肥窒素の溶脱機構の解明

3.1 秋冬作ホウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する土壌の荷電特性の影響

3.1.1 緒言

農耕地に施用された施肥窒素は、好氣的条件下において硝酸化成作用を受け速やかに硝酸態窒素に変わる。作物に利用されなかった余剰分の硝酸態窒素は土壌に吸着されにくいいため降水や灌水による水の浸透に伴い地下水等の水系に移行しやすい(Hillel,2001)。露地野菜栽培では化学肥料等の施用量が多いため窒素環境負荷量も多く(西尾, 2001), さらに, 汚染源を特定しにくいことから対策が難しいため地下水環境への負荷が問題となっている(永井, 2000)。

一方, 施肥窒素には硝酸態窒素だけでなくアンモニア態窒素も含まれ, 作物は土壌溶液中に溶存しているアンモニア態窒素を吸収する。土壌溶液中の陽イオンは土壌固相と交換吸着による平衡関係にあるため, アンモニア態窒素の動態は土壌ごとのアンモニウムイオン(NH_4^+)に対する選択性と密接な関係にある。これまで, 施肥窒素の溶脱を土壌の陽イオン保持能から検討した研究(小林ら, 1995)はほとんどなく, さらに葉菜類を対象作物とし数種の土壌について比較, 検討した事例はない。

そこで, 本節では, 土壌タイプごとの荷電特性の違いが施肥窒素の溶脱に及ぼす影響を明らかにすることを目的に, ホウレンソウ栽植条件において母材および荷電特性の異なる 3 種類の土壌を用いたカラム実験を行った。

3.1.2 材料および方法

3.1.2.1 供試土壌

供試土壌は, 1984年に福岡県朝倉市(旧朝倉町)来春の旧福岡県立農業試験場畑作試験地内の普通畑作土を農業総合試験場(福岡県筑紫野市)の露地畑に客入後14年経過した圃場, 農業総合試験場内の水田圃場, 福岡県三潆郡大木町の農業総合試験場筑後分場の水田圃場, 計3圃場の作土から1998年に採取した。土壌の種類(農耕地土壌分類第3次改訂版)はそれぞれ淡色黒ボク土(以下, 黒ボク), 中粒質灰色化低地水田土, 壤質(以下, 中粒質)および細粒質灰色化低地水田土, 強粘質(以下, 細粒質)である。土壌採取前の栽培歴は, 中粒質および細粒質では水稻が作付けられ, 収穫後に稲わらを全量搬出し, 黒ボクではキャベツ, ネギ等の露地野菜が作付けられていた。なお, 供試土壌は実験前10年間にわたって有機物施用歴がなく, 土壌採取後は露天下でホウレンソウを3作作付けし, 本研究の直前の1年間は無作付けで降雨にさらされた状態であった。

3.1.2.2 浸透実験の方法

2001年11月～2002年3月に天窓の一部および側窓を開放したガラス室内において降雨にさらされない条件下で実験を行った。供試土壌は風乾したものを乳鉢で細かく砕いた後2 mmの篩を通した。底に玉砂利を敷き詰め, その上に浸透流出水の濾材として不織布を装填した内径15.7 cm, 深さ19.5 cm(0.02 m^2)のワグネルポットに全土壌とも風乾状態で1ポット当たり2.4 kgを充填した。乾燥密度(福岡県立農業試験場, 1978)が黒ボク: 0.8 Mg m^{-3} , 中粒質: 1.2 Mg m^{-3} , 細粒質: 1.0 Mg m^{-3} 程度となるように調製した結果, 土壌の厚さは黒ボク:15 cm, 中粒質:10 cm, 細粒質:12 cmとなつ

た。ポットは高さ約100 cmの台上に設置され、下端の排水口から浸透流出水を採取できる仕組みになっている(図3.1-1)。浸透流出水は穴を空けたゴム栓とシリコンチューブ内を通して下方に設置した1,000 mLのポリエチレン製容器に導入される。2001年11月26日から12月9日の期間は合計で黒ボクが30 mm、中粒質および細粒質が25 mmの灌水をメスシリンダーで適宜行った。12月9日からは、大型バケツに貯留した水をタイマーと連動した水中ポンプで汲み上げて点滴灌水チューブ(パイオニアエコサイエンス T-Tape)の吐水口(間隔:20 cm)から滴下する自作の灌水装置による自動灌水を行った。灌水は毎日行い、総灌水量が福岡県久留米市の11月下旬から3月上旬までの平年降水量253 mmとなることを目標に各旬の平年降水量を日数で割ることで1日当たりの目標灌水量を決定した。灌水量の切り替えは灌水時間を調整することで旬ごとに行った。ただし、12月上旬は晴天が続き土壌が過乾状態となったため灌水量を増加した結果、実験開始から12月下旬の目標総灌水量(72 mm)の1.3倍量を12月25日までに灌水し、また、12月26日から1月5日の期間は供試作物の生育状態を考慮して灌水を中止した。結果的に、全期間平均で1日当たり2.0 mm(1.0~11.8 mm)の灌水を2002年3月8日まで行った。その結果、実験終了時までの積算灌水量は217.9~222.9 mmで、久留米市の同期間における平年降水量の86~88%であった。カラム直上に位置しない点滴灌水チューブの吐水口はすべてエポキシ樹脂系接着剤で塞ぎ、汲み上げた水の全量をカラム内に滴下させて実際の灌水量をバケツ内の貯水量の減少分から計算した。点滴位置ごとの灌水量を事前に確認した上で、カラムは点滴灌水チューブの上流から下流にかけて土壌タイプ間で偏りがないように配置した。灌水に使用した水は井戸水で、カラム壁面を土壌表面より約2 cm高くし表面流去水が発生しないようにした。なお、カラム内の地温を測定するために細粒質カラムの土壌表面から10 cmの深さに自記式温度計(T&D製 サーマレコーダー TR-52)のセンサーを埋設した。



図3.1-1 ガラス室内でのホウレンソウ栽培および浸透流出水の採取の様子

3.1.2.3 供試作物および耕種概要

ホウレンソウ(*Spinacia oleracea* L.)の作型は露地秋冬作栽培で供試品種は‘パンドラ’である。基肥は硫安、苦土重焼リン、塩化加里を用いて成分でN:18 g m⁻²(420 mg pot⁻¹), P₂O₅:19 g m⁻², K₂O:17 g m⁻²を施用し移植ゴテで土壌と混和して施用した。追肥は硝安および硫酸加里を用いて成分で各々3 g m⁻²を表面施用した。基肥および播種を2001年11月26日に行った。播種量は1カラム当たり6粒とし、円形状の播種溝に約5 cmの等間隔で種子を配置し、軽く覆土を行った。実験は

土壌タイプごとに3連制で行い、反復ごとに3ブロックに分け、カラムを点滴灌水チューブの吐水口の真下に設置した。配置は各ブロック内における各土壌タイプの設置順序がブロック間で全く異なるように行った。以後の栽培は本葉が2～3枚に展開後、間引きして最終的に1カラム当り3株(栽植密度:150株 m⁻²)とした。追肥を2002年1月22日に、収穫を3月15日に行った。

3.1.2.4 浸透流出水の採水および分析法

容器に貯留した浸透流出水は12月26日、1月19日、1月31日、3月8日および3月15日にメスシリンダーで水量を測定するとともに一部を分析用試料として50 mLポリエチレン製容器に採取した。浸透流出水および原水はアンモニア態窒素をインドフェノール法(日本土壌協会, 2001)で、硝酸態窒素をイオンクロマトグラフィー(東ソー製 SC-8020, カラム: 東ソー製 TSK-GEL-ANION-PW_{XL})で測定した。

3.1.2.5 土壌分析法

土壌は作物を収穫後、全体から採取し均一になるように混合し、風乾後土塊を乳鉢で細かく砕き2 mmのふるいを通した風乾細土を試料とし、表3.1-1の化学性の各項目を測定した(日本土壌協会, 2001)。全炭素量はチューリン法、全窒素量はガンニング変法で分解後セミクロ・ケルダール法、交換性陽イオン含量はセミクロ・ショーレンベルガー法で交換・抽出後原子吸光光度法および蛍光光度法により測定した。なお、本研究においては陽イオン交換容量(CEC)ではなく有効陽イオン交換容量(以下, ECEC)を用いた。これはECECの方が黒ボク土の実際の陽イオン吸着特性を反映するためである。

3.1.2.6 陽イオン交換平衡計算

a) 選択係数(K_v)と交換平衡

KとNH₄, CaとMgは陽イオン交換反応においてはほぼ同じ挙動をするため、これらをひとまとめにして考える。本来はイオンの活量を用いて計算すべきであるが、この計算ではイオン強度が低いので濃度で代用した。K-NH₄, Ca-Mg間の選択係数は1とした。

$$K_v = \frac{(N_K + N_{NH_4})^2 ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}{(N_{Ca} + N_{Mg})([K^+] + [NH_4^+])^2} \quad (3.1-1)$$

$$\frac{N_{NH_4}[K^+]}{N_K[NH_4^+]} = 1 \quad (3.1-2)$$

$$\frac{N_{Mg}[Ca^{2+}]}{N_{Ca}[Mg^{2+}]} = 1 \quad (3.1-3)$$

ここで、 N は交換体上に吸着されている陽イオンのモル分率である。

b) モル分率と当量分率の関係

各陽イオンのモル分率は全ての陽イオンに対するモル比で、次式で表わされる。当量分率は各陽イオンの当量が交換性陽イオンの合計量(ECEC)に占める割合である。

$$N_K = \frac{E_K}{E_K + E_{NH4} + (E_{Ca} + E_{Mg})/2} \quad (3.1-4)$$

$$N_{NH4} = \frac{E_{NH4}}{E_K + E_{NH4} + (E_{Ca} + E_{Mg})/2} \quad (3.1-5)$$

$$N_{Ca} = \frac{E_{Ca}/2}{E_K + E_{NH4} + (E_{Ca} + E_{Mg})/2} \quad (3.1-6)$$

$$N_{Mg} = \frac{E_{Mg}/2}{E_K + E_{NH4} + (E_{Ca} + E_{Mg})/2} \quad (3.1-7)$$

$$E_{Ca} + E_{Mg} + E_K + E_{NH4} = 1 \quad (3.1-8)$$

ここで、 E は当量分率である。

c) 陽イオンの収支

$n \text{ mol kg}^{-1}$ のアンモニアを添加した場合、交換体上に吸着している陽イオン i の電荷分率 Ei と土壌溶液中の遊離の陽イオンの濃度 Ci はともに増加し、新しい平衡状態との間に陽イオン i の質量保存を表わす次の式が成立する。

$$E_K^{\circ} ECEC = E_K ECEC + C_K W \quad (3.1-9)$$

$$\frac{E_{Ca}^{\circ} ECEC}{2} = \frac{E_{Ca} ECEC}{2} + C_{Ca} W \quad (3.1-10)$$

$$\frac{E_{Mg}^{\circ} ECEC}{2} = \frac{E_{Mg} ECEC}{2} + C_{Mg} W \quad (3.1-11)$$

$$n_{NH4} = E_{NH4} ECEC + C_{NH4} W \quad (3.1-12)$$

ここで、上付きの $^{\circ}$ は供試土壌の初期値 (表 3.1-1) の交換性陽イオン含量から計算した値、 W : 含水比、 C : 添字で示したイオンのモル濃度、 n : 添加アンモニア量 (mol kg^{-1}) である。

以上、 E_{Ca} , E_{Mg} , E_K , E_{NH4} , N_{Ca} , N_{Mg} , N_K , N_{NH4} , C_{Ca} , C_{Mg} , C_K , C_{NH4} の 12 個の未知数について、上記の 12 個の方程式を連立させて解いた。

表 3.1-1 供試土壌の主な化学性 (試験終了時)

土 壌	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	交 換 性 陽 イ オ ン 含 量			
				Ca	Mg	K	計
		g kg ⁻¹		cmol _c kg ⁻¹			
黒ボク	6.2	32.3	2.2	15.7	2.9	1.0	19.6
中粒質	6.0	9.7	0.9	6.4	1.3	0.4	8.1
細粒質	6.2	18.2	1.6	13.8	3.0	0.8	17.6

3.1.3 結果

3.1.3.1 日平均地温の推移

実験期間における細粒質カラムの日平均地温の推移を図3.1-2に示した。実験開始後12月中旬まで概ね10～15℃で推移した後1月11～17日の期間を除いて2月中旬まで10℃未満で推移した。2月下旬以降は10℃以上に達した日が多かった。

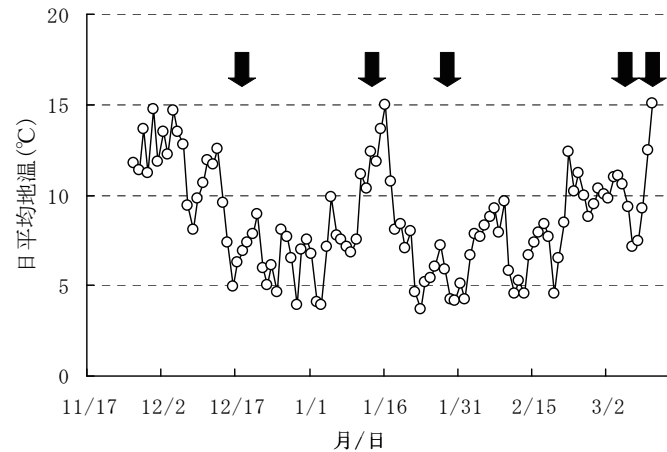


図 3.1-2 供試カラム(細粒質)の日平均地温の推移

*1 図中の下向き矢印は採水日を表す。

3.1.3.2 無機態窒素の浸透流出水中濃度および溶脱量の推移

アンモニア態窒素と硝酸態窒素の浸透流出水中濃度および溶脱量の推移を図3.1-3に示した。基肥施用(11月26日)から30日後(12月26日)までの期間(I期)における浸透流出水中の無機態窒素濃度は中粒質が他の土壌タイプに比べて著しく高く、特にアンモニア態窒素濃度が高かった。また、無機態窒素溶脱量は中粒質が 69 mg pot^{-1} と黒ボクおよび細粒質の7および 17 mg pot^{-1} に比べて多かった。このため、中粒質の全期間合計溶脱量に対するI期の溶脱割合は52%であった。形態別の溶脱量はいずれの土壌タイプでも硝酸態窒素よりアンモニア態窒素が多く、特に中粒質では硝酸態窒素の 16 mg pot^{-1} に対して 53 mg pot^{-1} と3.3倍であった。

基肥施用51日後(1月16日)から同66日後かつ追肥施用9日後(1月31日)の期間(III期)においては、黒ボクおよび細粒質ではほぼ硝酸態窒素で占められたものの中粒質のみ硝酸態窒素だけでなくアンモニア態窒素も多く含まれていた。

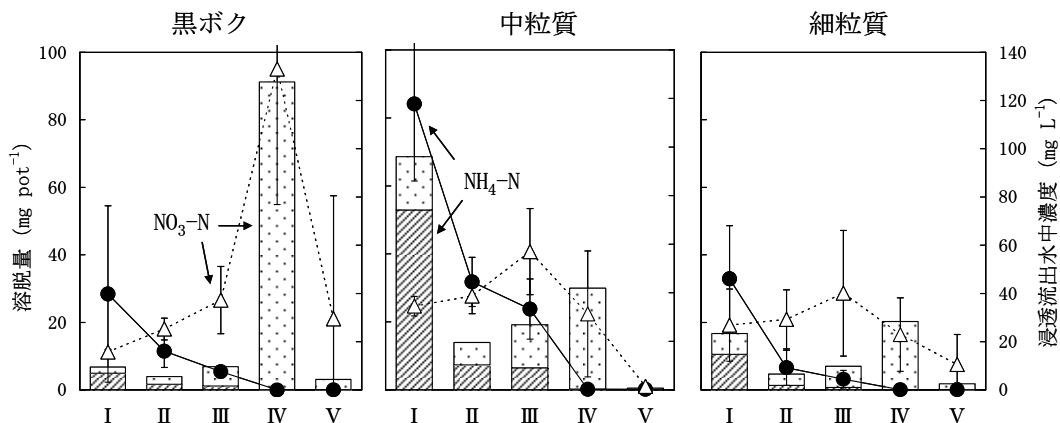


図 3.1-3 浸透流出水中の無機態窒素の濃度および溶脱量の推移

- *1 図の項目軸の数字は浸透流出水採取期間. I:11/26~12/26, II:12/26~1/16, III:1/16~1/31, IV:1/31~3/8, V:3/8~3/15。
- *2 棒グラフが溶脱量, 折れ線グラフが浸透流出水中濃度を表し, 濃度のシンボルに付した縦棒は標準偏差(n=3)。
- *3 基肥施用:11月26日, 追肥施用:1月22日。

追肥施用9日後(1月31日)から同45日後(3月8日)の期間(Ⅳ期)における無機態窒素はいずれの土壌タイプにおいてもほぼ硝酸態窒素であり、濃度は黒ボクが 133 mg L^{-1} と著しく高かった。同様に黒ボクの溶脱量は 91 mg pot^{-1} と他の土壌タイプに比べて多く、全期間合計溶脱量に対するⅣ期の溶脱割合は82%であった。

なお、全期間合計無機態窒素溶脱量を100とした場合の形態別割合(アンモニア態:硝酸態)は、黒ボクが6:94、中粒質が51:49、細粒質が10:90であった(データ略)。

3.1.4 考察

本節で得られた結果の特徴の一つは、浸透流出水中の無機態窒素にかなりの量のアンモニア態窒素が含まれていたことである(図3.1-3)。これは冬期の低温のため硝酸化成作用が抑制され(図3.1-2)、土壌に吸着されなかったアンモニア態窒素が浸透水とともに下方に移動したことによると考えられる。アンモニア態窒素の溶脱量は基肥施用から30日間(Ⅰ期)に多かったが、中粒質ではその後の36日間(Ⅱ～Ⅲ期)においても浸透流出水中窒素の3分の1ないし半分以上がアンモニア態窒素で占められていた(図3.1-3)。そこで、アンモニア態窒素の溶脱量およびその試料間差が NH_4^+ 吸着特性の差によって説明可能かどうかを検討するため、単純化したイオン交換平衡計算によって施肥 NH_4^+ の土壌と土壌溶液間の分配を計算した。カルシウムイオン(Ca^{2+})とマグネシウムイオン(Mg^{2+})は陽イオン交換反応においてはほぼ同じ挙動をするため(Bruggenwert and Kamphorst, 1979)、これら2つのイオンはひとまとめにした。またカリウムイオン(K^+)と NH_4^+ も陽イオン交換特性が似るためひとまとめにした。その結果、これらイオンの陽イオン交換平衡に対しては式(3.1-1)が成立する。 K^+ や NH_4^+ の関与する交換反応の選択係数は定数ではなく、土壌の種類によって、また吸着 K^+ および NH_4^+ の交換性陽イオンに占める割合によって変化する(Wada and Odahara, 1993)。Wada and Odahara(1993)によると、交換性陽イオンに占める K^+ の割合が5%程度のとき $\ln K_v$ 値は、土壌の種類によって約4～6の範囲にある。 K^+ の割合が10～20%になると1.5～4に低下する。この実験では、施用した NH_4^+ と K^+ の大半は土壌に吸着されたと推測されるため、交換性陽イオンに占める K^+ と NH_4^+ の割合は、施肥量からの計算により中粒質で約16%、細粒質および黒ボクで約7%となった。したがって、Wada and Odahara(1993)のデータから、肥料施用後土壌に適用すべき $\ln K_v$ 値は、中粒質では最大4、細粒質および黒ボクでは最大5程度とみなされる。これらの値と式(3.1-1)、そして Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ および NH_4^+ のマスバランスを連立させて、施肥 NH_4^+ のうち吸着されずに溶存するものの割合を推定した。なおこの計算では、土壌の含水比は-3.2 kPa(pF 1.5)相当とし、元の土壌に含まれる水溶性イオンと重焼リン由来の Ca^{2+} などは無視した。

計算結果は、黒ボクと細粒質では5%、中粒質では13%の施肥 NH_4^+ が土壌溶液に溶存すると推定された。原土の水溶性イオンや重焼リン由来の Ca^{2+} などはいずれも NH_4^+ と競合するので、これらを考慮した推定値は上記の値よりも若干大きくなると考えられる。この計算結果が示すように黒ボクおよび細粒質と中粒質では、施肥 NH_4^+ の土壌溶液への溶存割合に2.6倍の差があると推定される。図3.1-3に示した窒素の溶脱特性の土壌間差、特に実験初期の溶脱特性の差は陽イオン保持特性の差によるところが大きいと考えられる。

中粒質の主要な構成粘土鉱物はカオリン鉱物であり(渡邊ら, 1991)陽イオン交換基の量が少なく(和田信, 1997)、表3.1-1に示したECECは他の土壌タイプに比べて半分以下であった。これらのことから、ECECの小さい中粒質では多くのアンモニア態窒素が土壌の固相に吸着されずに土壌溶液に溶存し、溶脱したものと推察される。

3.2 秋冬作ハウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する土壌の保水性の影響

3.2.1 緒言

前節では、ハウレンソウ栽培条件において母材および荷電特性の異なる3種類の土壌を用いたカラム実験を行った。その結果、有効陽イオン交換容量(ECEC)の小さい中粒質灰色化低地水田土を充填したカラム(以下、中粒質)では、多くのアンモニア態窒素が土壌の固相に吸着されずに土壌溶液中に溶存したため溶脱したことを明らかにした。一方、陰イオンである硝酸態窒素は、層状ケイ酸塩鉱物を主体とする土壌の場合、固相と物理化学的にほとんど干渉しないので溶脱は土壌溶液中の硝酸態窒素濃度と浸透水量に支配される。浸透水量は降水量および最大容水量、孔隙分布等の土壌物理性によって影響を受け、年間降水量が2,000 mm以下の場合土壌物理性の方が浸透水量に大きく影響することが報告されている(小林ら, 1995)。福岡県における露地野菜産地である久留米市は年間降水量の平年値(1979~2000年)が1,919 mmと2,000 mmを下回る。さらに、土壌の保水性は土壌の種類によって異なるとともに、いずれも全孔隙容量以上の降水量があれば余剰水が地下浸透する(三木ら, 2000)。このように、硝酸態窒素の溶脱と土壌の保水性との間には密接な関係がある。

土壌中における水移動および作物吸収が土壌中の硝酸態窒素の動態に及ぼす影響について、岡島(1989)はトウモロコシを用いて検討している。作物根による硝酸態窒素の吸収は拡散と移流によって硝酸態窒素が根へ輸送され吸収に至る。一方、土壌水は降雨の侵入により下方に移動するが、移動はそのときの保水量によって支配される。このとき蒸散に伴う作物根による吸水も土壌中を流下しようとする水の動きを制限することから、土壌中における水移動およびそれに伴う硝酸態窒素の移動には土壌の保水性および作物根による吸収が影響することが考えられる。

露地野菜の中でも葉菜類は多様な土壌で作付けられている。また、茎葉部が収穫物であり収穫期まで栄養生長を促進させる必要があるため施肥量が多く、土壌ごとに保水性と施肥窒素の溶脱との関係を明らかにすることが重要である。これまでに異なる土壌について保水性と硝酸態窒素の溶脱との関係に関する研究が行われてきた(小林ら 1995, 松丸 1997, 三木ら 2000)。しかし、これまでに、軟弱葉菜類を対象とし、理化学性の大きく異なる土壌について施肥窒素の溶脱を保水性と作物生育から比較、検討した研究はない。

そこで、本節では、ハウレンソウ栽培条件における母材および物理性の異なる3種類の土壌を用いたカラム実験によって、土壌の保水性および作物生育の違いが施肥窒素の溶脱に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。さらに、露地野菜畑において地下水環境への窒素負荷を軽減するための施肥管理技術の基礎となることを目的とした。

3.2.2 材料および方法

3.2.2.1 試験方法

前節の3.1.1に示した供試材料および実験方法による。

3.2.2.2 作物体および土壌分析法

作物は収穫後直ちに地上部と根に分け、70℃で48時間通風乾燥した後風乾重を測定した。全窒素含有量はガンニング変法により分解後セミクロ・ケルダール法で測定した(日本土壌協会, 2001)。

土壌は作物を収穫後、全体から採取し均一になるように混合し、風乾細土について無機態窒素量を測定した。乾土40 gに対して120 mLの10%塩化カリウム溶液を添加し、振とう抽出後、アンモニア態窒素を水蒸気蒸留法で測定し、別の抽出液を用いてデバルタ合金による還元後アンモニア態窒素と硝酸態窒素の含量を同法で測定した。

供試土壌の物理性の主な測定結果を表3.2-1に示した。土性はピペット法(日本土壌協会, 2001)による粒径分析の結果から、国際法によって判別した。跡地土壌の物理性を測定するため、土壌タイプごとに風乾土を栽植区と同様に充填した無栽植カラムを各1個併置し、収穫後にこれらから100 mLの金属円筒を用いて3連で試料を採取し常法(土壌環境分析法編集委員会, 1997)に従って各項目を測定した。各マトリックポテンシャルにおける体積含水率は試料を毛管飽和させた後、砂柱法および遠心法により脱水過程について測定した。飽和透水係数は変水位法(大起理化学工業 DIK-4050)で測定を行った。

表 3.2-1 供試土壌の主な物理性(試験終了時)

土 壤	土 性	乾 燥 密 度 (Mg m ⁻³)	固 相	全 孔 隙	-3.2 kPa		-1.6 MPa		有 効 孔 隙	飽 和 透 水 係 数 (m s ⁻¹)
					(pF1.5)		(pF4.2)			
					液 相	気 相	液 相	気 相		
黒ボク	LiC	0.88	0.35	0.65	0.48	0.17	0.29	0.36	0.19	2.5×10 ⁻⁵
中粒質	SL	1.25	0.48	0.52	0.32	0.20	0.16	0.36	0.17	8.7×10 ⁻⁵
細粒質	LiC	1.11	0.43	0.57	0.46	0.12	0.26	0.31	0.20	7.1×10 ⁻⁸

*1 単位は乾燥密度と飽和透水係数を除いて $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ 。

3.2.3 結果

3.2.3.1 灌水量と浸透流出水量の推移

灌水量および浸透流出水量の推移を図3.2-1に示した。灌水開始(11月26日)から12月26日までの期間(I期)の浸透流出率(浸透流出水量/灌水量)はいずれも14~15%にとどまり、土壌タイプ間の浸透流出水量の差は認められなかった。一方、12月26日~1月16日の期間(II期)以降は浸透流出水量に土壌タイプ間差が現われ中粒質>細粒質>黒ボクの順に多く、全期間の合計浸透流出水量(浸透流出率)は中粒質:93 mm(42%)>細粒質:75 mm(34%)>黒ボク:61 mm(27%)の順に多かった。

3.2.3.2 収穫期におけるキャベツの生育および収量

収穫期におけるハウレンソウの生育を表3.2-2に示した。草丈と葉色値は黒ボクおよび細粒質が中粒質に比べて高かった。また、地上部の風乾重は土壌間差がみられなかったものの根においては認められ、黒ボクが中粒質および細粒質に比べて大きかった。

3.2.3.3 ハウレンソウ栽培期間の無機態窒素の収支

本研究の供試土壌は長期間有機物を施用しておらず肥沃度が乏しいことから、栽培前の土壌中の無機態窒素量および有機態窒素無機化量については考慮しなかった。したがって、カラム内で土壌窒素の無機化が起こらず、ハウレンソウが施肥由来の無機態窒素のみ吸収したものと仮定して、播種期(基肥施用日)から収穫期までの無機態窒素の収支を表3.2-3に示した。

作物吸収量は土壌タイプ間で異なり黒ボクが 193 mg pot^{-1} と最も多く、中粒質が 154 mg pot^{-1} と最

も少なかった。いずれも細粒質とは有意差が認められなかった。一方、溶脱量は中粒質が132 mg pot⁻¹と最も多く、細粒質が50 mg pot⁻¹と最も少なかった。黒ボクは112 mg pot⁻¹であり中粒質に比べると少ない傾向であった。

無機態窒素としての土壌残存量は細粒質が138 mg pot⁻¹と最も多く、黒ボクの30 mg pot⁻¹および中粒質の19 mg pot⁻¹に比べて有意に多かった。

無機態窒素投入量から作物体吸収、溶脱および土壌残存の量を差し引いた残りである不明分は中粒質が122 mgと最も多く、黒ボクが91 mg、細粒質が57 mgであった。不明分は脱窒による損失や無機態窒素の有機化によるものと思われる。

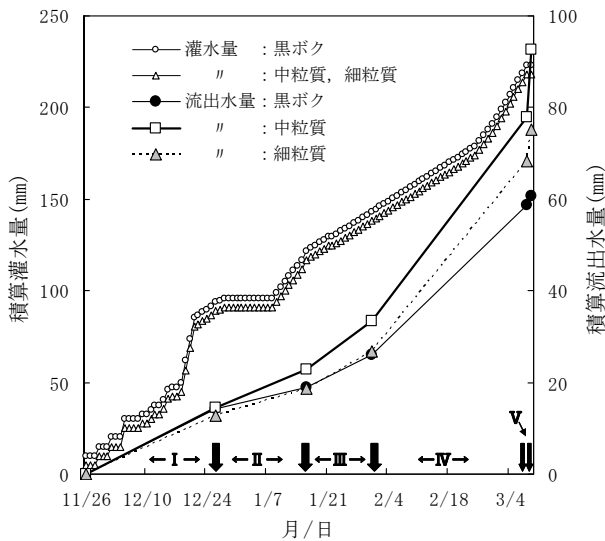


図3.2-1 積算灌水量および積算流出水量の推移

*1 図中の下向き矢印は流出水の測定日を表し、ローマ数字は測定期間の略称を表す。
*2 基肥施用:11月26日、追肥施用:1月22日。

表 3.2-2 ホウレンソウの収穫期(3月15日)における生育量

土壌	草丈 cm	葉数 枚 株 ⁻¹	葉色* ²	風乾重	
				地上部 g pot ⁻¹	根 g pot ⁻¹
黒ボク	16.4±0.5 b	12.3±0.9 a	56.5±2.1 b	5.2±1.2 a	1.07±0.35 b
中粒質	14.2±0.6 a	11.7±1.2 a	42.2±4.6 a	6.3±0.9 a	0.46±0.15 a
細粒質	16.2±1.5 b	11.3±2.8 a	59.1±5.7 b	4.7±0.3 a	0.38±0.06 a

*1 平均値±標準偏差(n=3)。
*2 葉色は葉色計(SPAD-502)の数値。
*3 Fisher's PLSD 検定の結果、数値に付した異符号間に5%水準で有意差あり。

表 3.2-3 収穫期(3月15日)における無機態窒素の収支(mg pot⁻¹)

土壌	投入量(A)			持ち出し量(B)			土壌 残存量 (E)	不明分 (A-B-E)
	施肥	灌水	計	作物吸収 (C)	溶脱 (D)	計		
黒ボク	420	7	427	193±23 B	112±46 ab	305	30±10 a	91
中粒質	420	7	427	154±22 A	132±26 b	286	19±6 a	122
細粒質	420	7	427	181±15 AB	50±30 a	231	138±47 b	57

*1 平均値±標準偏差(n=3)。
*2 Fisher's PLSD 検定の結果、異なる英小文字間に5%水準、英大文字間に10%水準で有意差あり。

3.2.3.4 土壌タイプ間の孔隙単位流量の違いが無機態窒素の溶脱に及ぼす影響

全孔隙容量を1単位(1pV)として積算浸透流出水量を孔隙容量に換算した孔隙単位流量(pV)と施用した無機態窒素の溶脱率(積算無機態窒素溶脱量/総施肥窒素量)の関係を表す施肥窒素の流出曲線を図3.2-2に示した。ここで、孔隙単位流量とは積算浸透流出水量と全孔隙容量の比で1pVは土壌の全孔隙が水で1回完全に置換される浸透流出水量を指す(宮崎ら, 2005)。

いずれの土壌タイプにおいても第1回目の採水時(12月26日)に無機態窒素の溶脱がみられ、このときのpVは0.15~0.25の範囲にあり差がなかったが、実験終了時は黒ボクが0.6, 中粒質が1.6, 細粒質が1.1と土壌タイプ間で異なった。

流出曲線の形状は土壌タイプによって異なった。中粒質の無機態窒素溶脱率は、灌水開始時(pV=0, 無機態窒素溶脱率=0)からpV=0.25までに0.19まで急増した後緩やかな傾きを示した。黒ボクは初期段階では比較的緩やかな傾きで増加したものの、pVが0.27から0.60の間において無機態窒素溶脱率が0.04から0.26へと急増した。細粒質はpV=0.39までは黒ボクと同程度の無機態窒素溶脱率を示したが、それ以降の増加は緩やかになりほぼ一定の増加傾向がみられた。また、中粒質は初期において、同じpVでも他の土壌タイプに比べて無機態窒素溶脱率がかなり大きかった。

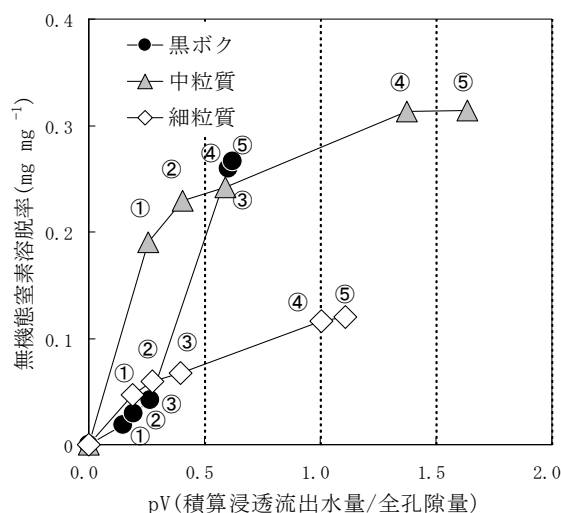


図 3.2-2 孔隙単位流量と施肥窒素の溶脱率との関係

*1 測定日: ①12/26, ②1/16, ③1/31, ④3/8, ⑤3/15。

3.2.4 考察

3.2.4.1 保水性と浸透流出水量および窒素溶脱

無機態窒素溶脱量はⅠ～Ⅲ期において中粒質が黒ボクより多く、総溶脱量も中粒質が多かった(図3.1-3(前節), 表3.2-3)。アンモニア態窒素溶脱量については前節の結果から、中粒質では土壌溶液のアンモニア態窒素濃度が高く溶脱量が多かった。硝酸態窒素溶脱量についても同様の傾向がみられ、Ⅰ～Ⅲ期では中粒質が最も多く、Ⅳ期ではⅠ～Ⅲ期以上の溶脱が認められた(図3.1-3(前節))。孔隙分布の異なる土壌間における施肥窒素溶脱特性の差は溶脱に要する積算浸透水量への到達時間の土壌間差に因る(小林ら, 1995)ことから、無機態窒素溶脱には溶質濃度だけでなく保水性と浸透流出水量も影響する。本研究ではⅡ期以降の浸透流出水量は中粒質が

黒ボクより多かったことから(図3.2-1), 土壌タイプ間の流出水量の違いが無機態窒素溶脱に対して影響を及ぼした可能性が考えられる。また, 土壌が乾燥状態である場合, 降雨前後における土壌水分変化量は保水性が低い土壌ほど小さく, そのため同じ降水量でも下方への浸透水量は多くなる。ここで圃場容水量に相当するマトリックポテンシャル-3.2 kPa (pF1.5)における保水量を保水性の指標である「保水容量(浜崎ら, 2002)」として定義し, 保水容量を供試土壌の風乾重, 表3.2-1の乾燥密度およびマトリックポテンシャル-3.2 kPaにおける液相率から求めた。この結果, 保水容量は黒ボクが64.9 mm, 中粒質が31.0 mm, 細粒質が49.4 mmであり, 黒ボクが最も多く, 中粒質が最も少なかった。土壌タイプごとの浸透流出水量の差が保水容量の違いに起因するとともに保水容量が施肥窒素溶脱量に影響を及ぼしたか明らかにするため, 次に孔隙単位流量と施肥窒素溶脱量の関係を検討し(図3.2-2), 施肥窒素溶脱の要因を解析した。なお, 図3.2-2のグラフの傾きに土壌タイプごとの硝酸化成速度の違いが影響した可能性が考えられるが, 図3.1-3(前節)からⅠ期においていずれの土壌でも硝酸態窒素よりアンモニア態窒素の方がかなり多く溶脱しており土壌間差の影響は小さいものと思われる。

中粒質は, 実験開始から採水①の間(Ⅰ期)において孔隙単位流量の増加に対し無機態窒素溶脱率の急激な上昇傾向が示された。また, $pV0.5$ 付近までは同じ pV でも無機態窒素溶脱率が他の土壌タイプに比べて非常に高く, 中粒質ではⅠ～Ⅱ期の段階ですでに無機態窒素全溶脱量の73%が溶脱した計算になる。一方, $pV0.4$ 以上においては増加の傾きが減少し, 孔隙単位流量の増加の割に無機態窒素溶脱率の増加が小さくなった。これらのことから, 中粒質では, Ⅰ～Ⅱ期において固相に吸着されなかった NH_4^+ が土壌溶液中に高濃度で溶存したため浸透流出水のアンモニア態窒素濃度が極めて高くなり, この結果, 多量のアンモニア態窒素を含む無機態窒素の流出が起こったことが推察された。

黒ボクは保水容量が大きいため総浸透流出水量が最も少なかったと考えられる(図3.2-1)。しかし, 無機態窒素溶脱量は中粒質>黒ボク>細粒質の順に多かった(表3.2-3)。図3.2-2によると黒ボクは無機態窒素溶脱率が実験開始から採水③まで緩やかに増加した後, 採水③から採水④の間において増加の傾きが著しく大きくなった。採水③(1月31日)から採水④(3月8日)の期間を対象として水収支を表した場合, 水収支式(灌水量=蒸発散量+土壌水分変化量+浸透流出水量)のパラメータの一つである土壌水分変化量の初期保水量は採水③の時点の土壌水分である。このとき黒ボクのカラムから浸透水の流出が確認されたことから, 初期保水量は少なくとも概ね圃場容水量程度であることが予想される。1日当たり灌水量は採水③から2月24日までは1.5 mmで, 2月25日以降は福岡県久留米市の3月の平均降水量に合わせ3～4 mmに増加した(図3.2-1)。また, 鴨田ら(1972)によると施設野菜の冬期(日平均気温:8.1～14.0℃)における1日当たり蒸発散量は0.5～1.0 mmであり, 当該期間の日平均地温が10℃前後(図3.1-2(前節))の本研究では日蒸発散量は最大で1.0 mmと仮定できる。このことから, 採水③から2月24日の期間におけるカラム土壌中の水フラックスは少なくとも上向きでないことが推測され, 初期保水量は2月25日の時点においても圃場容水量程度にあると思われる。さらに灌水量が一時的にせよ蒸発散量の3～4倍となった結果, 土壌水分量が黒ボクの保水容量を大きく超過したために浸透流出水量が増加したことが考えられる。これらのことから, 黒ボクはⅡ～Ⅳ期の途中までは日灌水量が少ないため蒸発散の影響が大きく硝酸態窒素は僅かに流出した程度であるが, Ⅳ期の後半からはカラム中の浸透水量が急増したため硝酸態窒素が土壌から多量に押し出されたことが推察された。

黒ボク土における水移動形態は元来マトリクス流が主体であり(Hasegawa and Sakayori, 2000),

このため年降水量が少ない北海道においては黒ボク土の施肥窒素の溶脱リスクは低地土に比べて小さく(鈴木・志賀, 2004), 浸透水の硝酸態窒素濃度の年間変動も小さい(松本ら, 2005)。しかし, 年降水量が2,000 mmを越える場合では硝酸態窒素溶脱量が土壌因子よりも降水量に支配され(小林ら, 1995), 三木ら(2000)は降水量の他に降水強度が流出程度に影響することを示唆した。したがって, 黒ボク土は平時では溶脱リスクが小さいものの積算降水量が保水容量と蒸発散量の合量以上になれば急激に溶脱することが考えられる。

3.2.4.2 作物生育と窒素溶脱

小林ら(1995)は施肥窒素と根の分布域および作物の生育状況を検討し, 作付け初期に根の分布域が狭く降雨により下方浸透した施肥窒素を吸収できない場合と, 障害による生育停滞により根域内の窒素を吸収できない場合とがあり, どちらの場合も窒素の溶脱を助長するとしている。通常, ホウレンソウの生育は播種後本葉8~10枚目が展開するまでは遅く(一ノ瀬, 1996), いわゆる生育停滞期(10月播き栽培で25日間程度)が存在する。一般的にこの期間は窒素吸収量が少なく(宗林, 2001), 無機態窒素の土壌残存量が多いため溶脱のリスクが高いといえる。また, ホウレンソウは好硝酸作物であり施肥窒素中のアンモニア態窒素の比率が高いと生育量が低下する傾向がある(建部ら, 1995)。これらのことから, 中粒質では生育停滞期における多量のアンモニア態窒素の吸収による初期生育の不良のため窒素溶脱がより助長された可能性がある。なお, 中粒質カラムは土壌の厚さが薄いため容積が小さく, このことが土壌溶液中のアンモニア態窒素濃度をさらに上昇させ初期生育に影響を及ぼした可能性が考えられるが, 収穫期の生育量(表3.2-2)からは土層の影響は判然としなかった。

以上のことから, 葉菜類露地畑において施肥窒素の溶脱を軽減するためには, 土壌タイプ別の流出パターンや生育の特性を考慮した肥培管理を行うことが重要である。

第4章 水田転換畑における窒素溶脱の実態とその機構の解明

4.1 水田転換野菜畑における施肥由来窒素の動態と溶脱窒素の起源

4.1.1 緒言

硝酸態窒素等による地下水汚染の原因は、農耕地に限った場合、特に野菜畑地帯において広く分布している(熊澤, 1998)。一方、米の需給調整政策により、水田において野菜などの高収益作物を組み合わせた田畑輪換栽培が行われているが(農林水産省, 2009)、野菜は水稻に比べて施肥量が多く、水田においても硝酸態窒素の流出負荷の増大が懸念される。また、農耕地の作土自体が保有する窒素量は一般的に極めて多く、一部が無機化してもかなりの無機態窒素量となる(米田, 1980)。特に、水田において畑作への転換を行った場合、土壌の通気性が良好になり硝酸化能力が年々高まるため(西尾, 1997)、硝酸態窒素の溶脱が増大する懸念がある。したがって、水田転換した露地野菜畑における窒素溶脱の実態とその機構を明らかにすることは、環境負荷を軽減するための作付け体系や栽培法を確立する上で重要である。

これまでに、ライシメータを用いた露地野菜畑における施肥窒素の溶脱の実態に関する研究は多いが(嶋田 1970, 芝野 1988, 松丸 1997, 山田 2003)、その多くは黒ボク土や赤黄色土等の畑地における事例であり、灰色低地土の水田転換畑における事例はほとんどなく、施肥窒素の形態変化にまで踏み込んだ考察は行われていない。

そこで、本節では、灰色低地土の水田転換畑を模したライシメータにおける冬作キャベツの施肥窒素の動態について、重窒素標識肥料を用いて調査した。ここで施肥窒素の定義を示しておく。土壌中で有機化された施肥窒素が再び無機化した場合、これを広義の施肥由来の窒素に含める考え方もある。しかし、本研究では窒素動態の解析対象を施肥から1年間の調査期間内とし、当作で施用した肥料由来を施肥由来窒素、それ以外は試験開始前までに施肥されて残存した分も含めて土壌由来窒素と定義した。そしてその結果、施肥由来窒素の土壌中での動態と溶脱との関係、および溶脱した硝酸態窒素の起源を明らかにした。

4.1.2 材料および方法

4.1.2.1 試験方法

試験は福岡県筑紫野市の福岡県農業総合試験場内のコンクリート製ライシメータ(一辺 1.17 m の正方形で深さ 1.2 m)において行った。ライシメータの構造を図 4.1-1 に示した。ライシメータは、作土が厚さ 20 cm、下層土が 60 cm 充填され、その下に厚さ 20 cm の川砂と礫の層があり、最底部に透水性シートを敷いた構造となっている。下層土については、山中式硬度計の値で約 22 mm 程度の密度になるように木製のコンパクターを用いて締め固め、全層を充填した。

ライシメータには、施肥窒素の溶脱状況を追跡するために重窒素標識硫酸を施用し、冬作キャベツ栽培期間(2003年10月2日から2004年3月23日)および栽培後の裸地状態における流出経過について、2003年10月1日から2004年9月16日まで調査した。ただし、2003年10月は降水量が極めて少なかったため、10月23日から11月1日までの期間にほぼ毎日、試験場近辺の太宰府市における10月の平年降水量:78 mm(AMeDAS)を目標に1日当たり6.3 mmの井戸水をジョウロで株元に灌水した。なお、試験開始前の2003年7月から9月下旬の期間は、雑草発生を抑制する目的で透水性の高い黒色のポリプロピレン製シートを土壌表面に被覆した。このため、被覆期間の

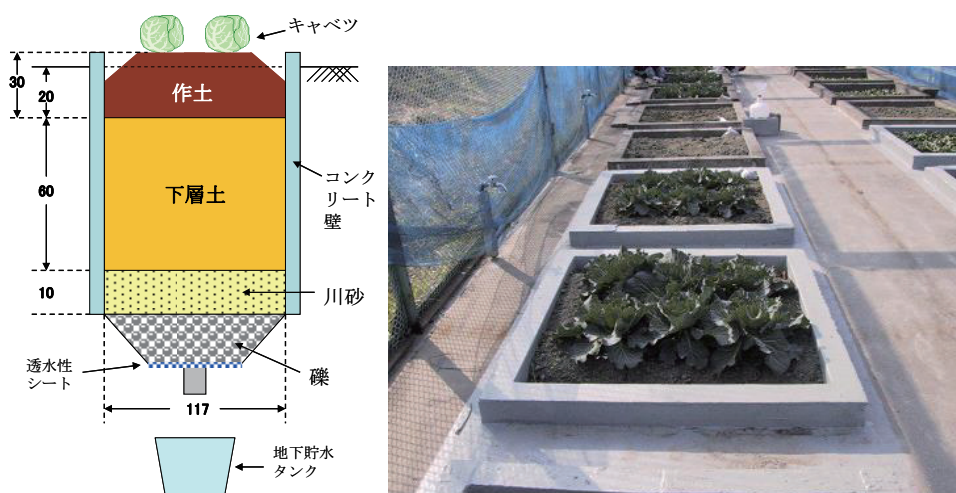


図 4.1-1 供試ライシメータの構造と地上部のキャベツ栽培の様子

*1 図中の数値の単位:cm。

地温は裸地状態に比べて高かったことが考えられるが実測していない。

4.1.2.2 供試土壌

試験土壌は母材および物理性が異なる2種類の灰色低地土を用いた。一つは細粒質土壌(以下, 細粒質)で, 作土が福岡県三井郡大刀洗町大櫃の水田作土, 下層土が同町下高橋の水田下層土であり, いずれも, 細粒質灰色化低地水田土, 粘質(農耕地土壌分類第3次案土壌統名)である。一方は中粒質土壌(以下, 中粒質)で, 作土が近隣の水田(中粒質灰色化低地水田土, 壤質)の作土を1984年に客入した農業総合試験場内水田の土壌, 下層土が花崗岩質の残積未耕地から採取した腐朽礫を含む黄色土である。土壌採取および充填は細粒質が2001年10月に, 中粒質が2002年8月にそれぞれ行った。充填後は冬作キャベツを細粒質で2作, 中粒質で1作栽培し, いずれも収穫後は裸地状態とした年1作体系で作付けを行った。なお, 本研究では, 土壌充填後に水稻を作付けていないが, 細粒質は土壌採取直前まで現地で水稻作が行われていたため, また, 中粒質は水田としての利用歴が長かったためともに水田転換畑とみなした。

細粒質の粘土鉱物は, 作土がカオリン鉱物(Kl), バーミキュライト・クロライト中間種鉱物(Vt-Ch)および雲母(Mi)(江頭・田中, 1997), 下層土が Kl, スメクタイトおよび Mi(渡邊ら, 1991)が主体である。中粒質は作土, 下層土ともに Kl, Vt-Ch(渡邊ら 1991, 九州大学森 裕樹私信)が主体である。表 4.1-1 に供試土壌の主な理化学性を示した。なお, 物理性項目用の試料採取は第3章 3.1.2 に, 理化学性の測定は定法(土壌環境分析法編集委員会, 1997)に基づいて行った。可給態窒素量は, 細粒質が 73 mg kg^{-1} , 中粒質が 48 mg kg^{-1} であった。普通畑における土壌改善目標値(地力問題研究所, 1985)の 50 mg kg^{-1} と比べて細粒質は高く, 中粒質はほぼ同等であったことから, 供試土壌の窒素肥沃度は中程度以上と考えられた。なお, 可給態窒素の測定は, 採取・調製後6年5か月間ポリビニル袋中で室温保存されていた試料を用いて, 2010年8月に最大容水量の60%水分条件での 30°C 4週間静置培養法で行った。

4.1.2.3 試験区の設定および標識化合物の施用

施肥窒素の動態について基肥と追肥を区別して解析するために, 基肥窒素を対象とする(1)基肥

表 4.1-1 供試土壌の主な理化学性(栽培終了時)

土壌	層位	土性	乾燥 密度	体積 含水率	pH (H ₂ O)	EC	T-C	T-N
			Mg m ⁻³	m ³ m ⁻³		ds m ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹
細粒質	0~20cm	CL	0.91	0.402	4.7	0.54	21.4	1.8
	40~60cm	CL	1.29	0.442	7.3	0.12	8.8	0.8
中粒質	0~20cm	L	1.01	0.342	4.9	0.21	11.1	1.1
	40~60cm	SCL	1.44	0.391	5.5	0.07	6.5	0.7

土壌	層位	交換性陽イオン含量					Av-P ₂ O ₅	Av-N
		Ca	Mg	K	Na	計		
				cmol _c kg ⁻¹			mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
細粒質	0~20cm	9.2	1.9	0.7	0	11.9	238	73
	40~60cm	15.7	1.6	0.2	0.1	17.6	478	22
中粒質	0~20cm	5.4	1.0	0.3	0	6.6	185	48
	40~60cm	5.2	0.6	0.1	0	5.9	267	28

*1 体積含水率は-3.1 kPa (pF1.5) のマトリックポテンシャル相当。

*2 Av-P₂O₅ はトルオーグ法による可給態リン酸含量。

*3 Av-N は最大容水量の 60%水分条件下での 30℃4 週間静置培養法で測定した可給態窒素量。

窒素標識区(以下, 基肥区), 追肥窒素を対象とする(2)追肥窒素標識区(以下, 追肥区)を設定し, 供試土壌別に標識区ごとに 1 ライシメータ:1.38 m² の 3 基で実施した(図 4.1-2)。また, 各標識区のうち 1 基を全調査期間の浸透流出水採取用, 2 基を施肥由来重窒素収支用として栽培途中(11 月 25 日)と栽培終了時(3 月 23 日)に作物体および土壌を採取し, 浸透流出水も随時採取した。収穫時の収量調査は後者のライシメータを用いた。なお, 施肥窒素の成分量や施用時期は福岡県野菜施肥基準に準じた。(1)基肥区:基肥は窒素として 15 g m⁻² 相当の 3.11 atom%重窒素硫酸を 10 月 6 日に施用し, 第 1 回追肥(追肥 I)および第 2 回追肥(追肥 II)には無標識の硫酸を施用した。(2)追肥区:基肥は無標識の硫酸を, 追肥 I および追肥 II には, それぞれ 11 月 4 日および 11 月 25 日に 6 および 8 g m⁻² 相当の 3.11 atom%重窒素硫酸を施用した。

標識および無標識硫酸の施用については, 基肥は井戸水 5 L に硫酸 97.6 g を溶解し, 窒素として 4,100 mg L⁻¹ の溶液を作成してジョウロでライシメータ内の土壌表面に均一散布した。追肥も基肥と同様に処理した。本法は粒状のまま施用する標準的な方法と施用後の動態や濃度分布が若干異なると考えられるが, 硫酸の溶解度や施用後の土壌水分状態から判断して, 施肥窒素は概ね同様の挙動を示したと考えて差し支えないと思われる。なお, 井戸水中の平均窒素濃度は硝酸態が 1.8 mg L⁻¹, アンモニア態が 0.2 mg L⁻¹ であり, これを灌水量に乗じて求めた窒素量は施肥窒素量の 0.4%程度と少なかったため, 井戸水中の窒素を考慮しなかった。また, 重窒素濃度のバックグランド値を求めるため, 土壌ごとに無標識硫酸を施用した慣行栽培の無標識区を 1 基設置した。

4.1.2.4 供試作物および耕種概要

キャベツ(*Brassica oleracea* var. *capitata*)の作型は冬作栽培で供試品種は寒玉系品種‘耐寒大御所’を用いた。窒素以外の成分の施肥について, 基肥は 10 月 1 日に PK 化成肥料および過磷酸石灰を用いて成分で P₂O₅:19 g m⁻², K₂O:13 g m⁻² を施用し, 作土と混和した。追肥は 11 月 4 日および 11 月 25 日の 2 回に分けて行い, 塩化加里を用いて K₂O としてそれぞれ 7 g m⁻² および 4 g m⁻² を表面施用した。キャベツの定植時にはライシメータの対向する 2 辺の壁に接している作土を掘り上げ, 慣行栽培と同様に畝(畝上部の幅 90 cm, 下部の幅および長さ 117 cm, 高さ 20 cm の台形状)

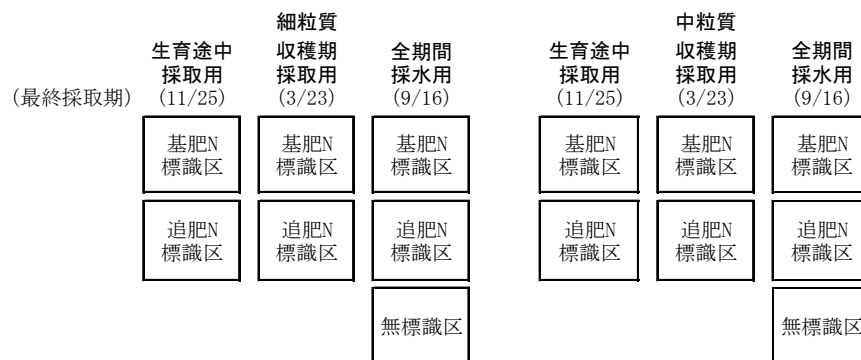


図 4.1-2 試験区設定

を成形した(図 4.1-1)。このため、栽培期間中における作土層の土壌表面からの厚さは 30 cm となったが、ライシメータ上端が畝の上面より約 1 cm 高いため表面流去水は発生しなかった。定植は、2003 年 10 月 2 日に 2 条千鳥植えて条間 50 cm, 株間 30 cm の栽植密度(1 基当たり 5 株:36,231 株 ha⁻¹)にて行った。収穫は 2004 年 3 月 23 日に行った。作物体は下層土の残根以外すべてライシメータから搬出した。

4.1.2.5 浸透流出水、作物体、土壌試料の採取および分析法

浸透流出水はライシメータ下方の採水容器に貯留し、10 L 以上溜まるごとにメスシリンダーで水量を測定するとともに、一部を分析用試料として 500~1,000 mL ポリエチレン製容器に採取した。浸透流出水は、硝酸態窒素をイオンクロマトグラフ(東ソー SC-8020, カラム:東ソー TSK-GEL-ANION-PW_{XL})で、アンモニア態窒素をインドフェノール法(土壌環境分析法編集委員会, 1997)で測定した。また、測定試料の一部をペルオキシ二硫酸カリウム溶液により加熱分解後、全窒素を紫外部吸光分析法で測定した。降水量は、降雨を直径 18 cm のロートで受けこれを容量 10 L のポリエチレン製容器に貯留し、適宜水量を測定することで観測した。

作物体は外葉、結球および作土内の根に分け、収量調査用として結球部の新鮮重を測定し、その後直ちに 70 °C で 48 時間通風乾燥した後風乾重を測定した。乾燥試料は高速粉砕機(Wonder Crush/Mill WDL-1)で微粉砕し分析試料とした。土壌は同じライシメータから作物体の採取と同時に、断面が半円形の直径 2~4 cm のルートオーガー(Daiki DIK-102A)を用いて株間から採取した。採取は土壌表面から作土下端(0~30 cm)までを 5 cm の深さごとに、下層土の上端から下端(30~90 cm)までを 10 cm の深さごとに 3 か所で行った。3 連の試料を深さ別に均一に混合し、風乾処理前の生土中の硝酸態窒素量を測定した。分析は、生土 10 g と乾土換算で 5 倍量の蒸留水を混合し、1 時間振とう後、ろ液中の硝酸態窒素濃度をイオンクロマトグラフで測定することにより行った。また、生土混合試料は、風乾後 2 mm の篩を通して一部を乳鉢で磨砕し、別途分析用調製試料とした。この試料の一部をガンニング変法により分解後、全窒素含有量をセミクロ・ケルダール法で測定した。

重窒素濃度は前述の調製試料等を用いて以下の方法で測定した。浸透流出水はホットプレート上(60~70°C)で加熱し全窒素濃度で 1,500 mg L⁻¹まで濃縮した液の一部をスズカップに採取、凍結乾燥させ、元素分析計ー同位体比質量分析計(Flash EA1112-Delta Plus, Thermo Finnigan)を用いて 2 連で測定した。作物体および土壌は、窒素として 135 μg 相当量の試料をスズカップに直接採取し、そのまま測定に供した。各試料の重窒素標識硫酸由来重窒素量(DF)の計算は、以

下のようにして行った。

$$DF = TN \cdot (S - BG)(F - BG)^{-1}$$

ここで、 TN :全窒素量、 S :標識区の試料の重窒素濃度、 F :重窒素標識硫酸の重窒素濃度、 BG :無標識区の作物体、土壌、浸透流出水および無標識硫酸の重窒素濃度とする。

全硝酸態窒素溶脱量に対する施肥窒素の寄与率(CDF)は以下のようにして求めた。

$$CDF(\%) = \Sigma [L_i \cdot \{(D_i - BG)(F - BG)^{-1}\}] \cdot (\Sigma L_i)^{-1} \cdot 100$$

ここで、 L_i :採水 i の時の標識区の硝酸態窒素溶脱量、 D_i :採水 i の時の標識区の浸透流出水中重窒素濃度とする。

4.1.3 結果

4.1.3.1 収穫期におけるキャベツの生育および収量

キャベツの収量性を表わすために、根を含む全部位の合計乾物重および新鮮物の結球重を表 4.1-2 に示した。全乾物重は、細粒質の基肥区および追肥区が 947 g m^{-2} および $1,063 \text{ g m}^{-2}$ で、中粒質ではそれぞれ $1,007 \text{ g m}^{-2}$ および 991 g m^{-2} であった。結球部の新鮮重は、細粒質では基肥区および追肥区が 3.00 および 3.67 kg m^{-2} 、中粒質ではそれぞれ 2.91 および 3.18 kg m^{-2} で、細粒質の追肥区以外はほぼ同等であった。

表 4.1-2 キャベツの乾物重および結球重

土壌	標識区	採取日	乾物重	結球重
			g m^{-2}	kg m^{-2}
細粒質	基肥	11/25	258	—
		3/23	947	3.00
	追肥	11/25	239	—
		3/23	1,063	3.67
中粒質	基肥	11/25	220	—
		3/23	1,007	2.91
	追肥	11/25	247	—
		3/23	991	3.18

4.1.3.2 土層中の硝酸態窒素および施肥由来重窒素の分布

土層中の硝酸態窒素量の分布を図 4.1-3 に示した。基肥施用から 50 日目および追肥 I 施用から 20 日目の 11 月 25 日では、硝酸態窒素量は作土 ($0 \sim 30 \text{ cm}$) が $5.1 \sim 18.0 \text{ g m}^{-2}$ と下層土 ($30 \sim 90 \text{ cm}$) の $2.9 \sim 6.7 \text{ g m}^{-2}$ に比べて 2 倍以上多かった。土層中の分布は、基肥区では、細粒質が $20 \sim 25 \text{ cm}$ 、中粒質が $10 \sim 15 \text{ cm}$ の深さにおいてピークを示し、追肥区もほぼ同様の傾向がみられた。栽培終了時の 3 月 23 日では、硝酸態窒素量は作土が $0.4 \sim 2.5 \text{ g m}^{-2}$ 、下層土が $0.6 \sim 2.0 \text{ g m}^{-2}$ と 11 月 25 日の採取時に比べて大きく減少した。土層中の分布をみると、基肥区は作土からほとんど消失し、下層土にわずかに残存した。追肥区は $0 \sim 5 \text{ cm}$ の表層に最も多く存在したが、その直下の $5 \sim 20 \text{ cm}$ の深さにはほとんど認められなかった。

土層中の施肥由来重窒素量の分布を図 4.1-4 に示した。11 月 25 日の施肥由来重窒素量は、作土が $85 \sim 145 \text{ mg m}^{-2}$ 、下層土が $16 \sim 66 \text{ mg m}^{-2}$ と硝酸態窒素と同様に作土が下層土より多かった。基肥区の土層中の分布は、特に $0 \sim 15 \text{ cm}$ の深さに多量に集積し、また、 $50 \sim 70 \text{ cm}$ の深さの下層にもピークが認められた。3 月 23 日の施肥由来重窒素量は、作土が $50 \sim 145 \text{ mg m}^{-2}$ 、下層土が $33 \sim 46 \text{ mg m}^{-2}$ と作土に多く残存し全体の $52 \sim 81\%$ に相当した。基肥区は $0 \sim 10 \text{ cm}$ 、追肥区は細粒質が $0 \sim 25 \text{ cm}$ 、中粒質が $0 \sim 15 \text{ cm}$ の深さに多く分布し、硝酸態窒素と異なる傾向を示した。

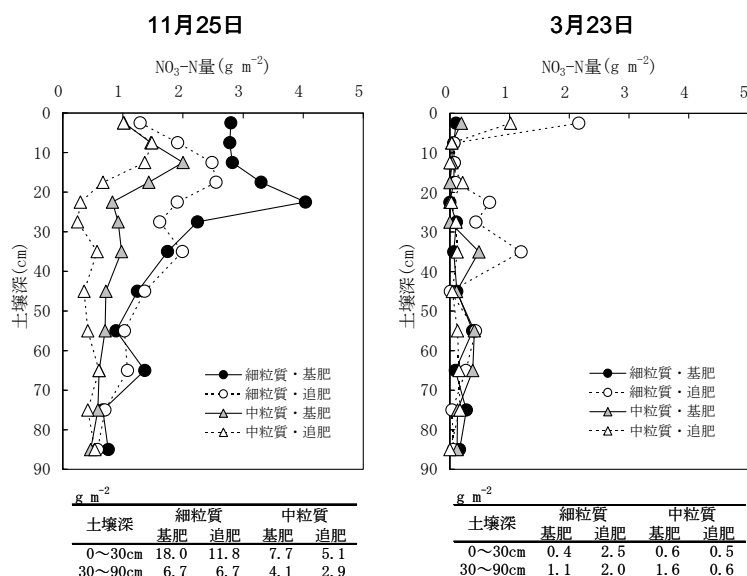


図 4.1-3 土層中の硝酸態窒素量の分布

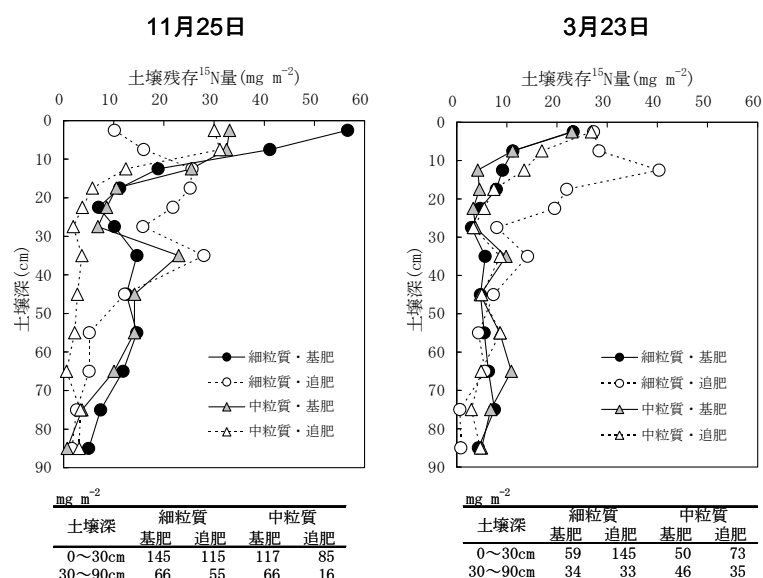


図 4.1-4 土層中の施肥由来重窒素量の分布

4.1.3.3 降水量および浸透流出水量

2003年10月2日から最後に採水を行った2004年9月16日までの積算降水量(灌水量を含む)は1,607 mmでありAMeDAS(太宰府市)の平年値1,684 mm(1979~2000年)よりやや少なかった。調査終了時までの積算浸透流出水量は1,223~1,463 mmであり、降水量に対する流出率は76~91%と、透水性が高い砂質土畑での59%(松丸, 1997)に比べて高かった。また、積算浸透流出水量は試験区によって異なり、いずれの土壌においても基肥区が追肥区より多かったが土壌間差は明確でなかった(表 4.1-3)。

4.1.3.4 浸透流出水の硝酸態窒素および重窒素濃度の推移

浸透流出水中の硝酸態窒素濃度および施肥由来重窒素濃度の推移を図 4.1-5 に示した。硝酸態窒素濃度は基肥硫安施用から14日目においてすでに27~41 mg L⁻¹と高く、翌年2月24日ま

で $30 \sim 54 \text{ mg L}^{-1}$ と高い値を維持した後急速に低下した。その後徐々に上昇し 9 月 16 日に再び $27 \sim 34 \text{ mg L}^{-1}$ に達した。なお、浸透流出水中にアンモニア態窒素は検出されなかった。

施肥由来重窒素濃度は、基肥区においては細粒質、中粒質ともに重窒素標識硫酸の施用から 14 日目の 10 月 20 日まで浸透流出水中に施肥由来重窒素が認められなかった。その後 31 日目の 11 月 6 日に初めて検出され、154～196 日目には $0.67 \sim 0.82 \text{ atom\% excess}$ の最高値となった。追肥区では、11 月 5 日の追肥 I 施用から 140～167 日目に初検出後急激に高まり、223～247 日目に $0.30 \sim 0.45 \text{ atom\% excess}$ の最高値に達した後急減した。

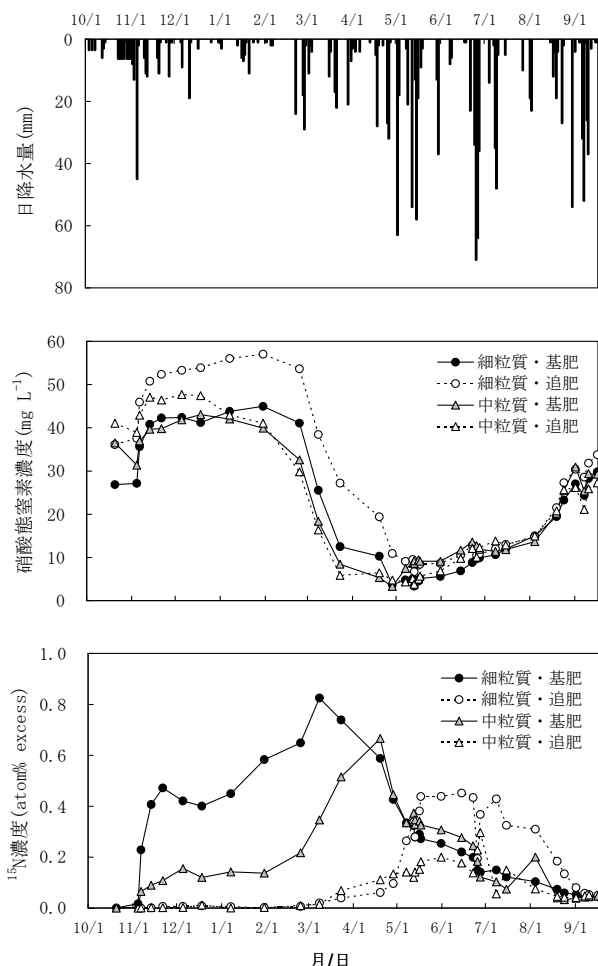


図 4.1-5 日降水量，浸透流出水中の硝酸態窒素および施肥重窒素濃度の推移（2003 年 10 月～2004 年 9 月）

4.1.3.5 浸透流出水中の施肥由来硝酸態窒素濃度および溶脱量に対する施肥窒素寄与率

浸透流出水中の施肥由来の硝酸態窒素濃度および全硝酸態窒素溶脱量に対する施肥由来窒素の寄与率を表 4.1-3 に示した。栽培期間の施肥由来の平均硝酸態窒素濃度は、基肥区では細粒質および中粒質が 5.7 および 1.4 mg L^{-1} ，追肥区では同じく 0.09 および 0.02 mg L^{-1} であった。一方、土壌由来分を含む平均硝酸態窒素濃度は細粒質が $33.5 \sim 45.0 \text{ mg L}^{-1}$ ，中粒質が $31.8 \sim 33.6 \text{ mg L}^{-1}$ であり、これらに比べて施肥由来濃度は極めて低かった。また、栽培終了から調査終了時までの非作付け期間においても、施肥由来硝酸態窒素濃度は $0.43 \sim 0.98 \text{ mg L}^{-1}$ と低かった。なお、この期間における土壌由来分を含む平均硝酸態窒素濃度は $13.8 \sim 16.6 \text{ mg L}^{-1}$ であった。

栽培期間における施肥由来窒素寄与率は、基肥区が 17.0 および 4.4% ，追肥区が 0.2 および

0.1%であり、基肥区が追肥区より著しく高かった。一方、栽培終了後の非作付け期間では、基肥区がいずれも3.9%、追肥区が5.9および3.1%であり、追肥区では栽培終了後の方が栽培期間に比べて寄与率が高かった。全調査期間における基肥と追肥を合わせた施肥由来窒素の寄与率は6.2～12.6%であり、したがって、土壌由来窒素の寄与率が87.4～93.8%と極めて高かった。

表 4.1-3 浸透流出水中の硝酸態窒素の施肥由来寄与率および施肥由来溶脱量

栽培期間 (10/2～3/23)

土壌	標識区	浸透 水量	NO ₃ -N 濃度	NO ₃ -N 溶脱 量	施肥由来			土壌 由来 寄与率
					寄与率*1	NO ₃ -N 溶脱量	NO ₃ -N 濃度	
		L m ⁻²	mg L ⁻¹	g m ⁻²	%	g m ⁻²	mg L ⁻¹	%
細粒質	基肥	284	33.5	9.5	17.0	1.6	(10.7)*2	5.70
	追肥	193	45.0	8.7	0.2	0.02	(0.1)	0.09
中粒質	基肥	217	31.8	6.9	4.4	0.3	(2.0)	1.40
	追肥	200	33.6	6.7	0.1	0.004	(0.03)	0.02

栽培終了後 (3/23～9/16)

土壌	標識区	浸透 水量	NO ₃ -N 濃度	NO ₃ -N 溶脱 量	施肥由来			土壌 由来 寄与率
					寄与率	NO ₃ -N 溶脱量	NO ₃ -N 濃度	
		L m ⁻²	mg L ⁻¹	g m ⁻²	%	g m ⁻²	mg L ⁻¹	%
細粒質	基肥	1,184	13.8	16.4	3.9	0.65	(4.3)	0.55
	追肥	1,083	16.6	17.9	5.9	1.06	(7.6)	0.98
中粒質	基肥	1,174	16.3	19.1	3.9	0.74	(4.9)	0.63
	追肥	1,103	13.9	15.4	3.1	0.47	(3.4)	0.43

全調査期間 (10/2～9/16)

土壌	標識区	浸透 水量	NO ₃ -N 濃度	NO ₃ -N 溶脱 量	施肥由来			土壌 由来 寄与率
					寄与率	NO ₃ -N 溶脱量	NO ₃ -N 濃度	
		L m ⁻²	mg L ⁻¹	g m ⁻²	%	g m ⁻²	mg L ⁻¹	%
細粒質	基肥	1,468	17.6	25.9	8.7	2.2	(15.0)	1.53
	追肥	1,276	20.8	26.6	4.1	1.1	(7.7)	0.85
	合計	—	—	26.3	12.6*3	3.3	(11.4)	—
中粒質	基肥	1,391	18.7	26.0	4.0	1.0	(6.9)	0.74
	追肥	1,304	17.0	22.1	2.2	0.5	(3.4)	0.37
	合計	—	—	24.1	6.2*3	1.5	(5.2)	—

*1 浸透流出水中の硝酸態窒素の施肥窒素寄与率(%) = Σ (毎回の浸透流出水中の硝酸態窒素量 × ((浸透流出水の ¹⁵N atom%-BG)/(重窒素硫酸の ¹⁵N atom%-BG)) ÷ 全硝酸態窒素溶脱量 × 100。
BGは無標識区の ¹⁵N atom%。

*2 ()内の数値は施肥窒素投入量に対する施肥由来硝酸態窒素溶脱量の分配率を示す。

*3 合計の寄与率は、基肥区と追肥区の施肥由来溶脱量を合計し、それを基肥区と追肥区を平均して求めた全硝酸態窒素溶脱量で除した値。

4.1.3.6 栽培期間における施肥由来窒素(重窒素)の収支

栽培期間の施肥由来重窒素の収支を表 4.1-4 に示した。ここでは、重窒素投入(施肥)量を100とした場合の作物吸収、溶脱および土壌残存の割合を分配率として表した。なお、未回収分は脱窒および採取できなかった下層土中の根等である。栽培途中(11月25日)では、作物吸収が23.8～30.3%で、溶脱がほとんど認められなかった一方、土壌残存は基肥区で39.2～45.3%、追肥区で54.0～90.7%と収支の半分以上を占めた。栽培終了時の3月23日においては、基肥区は、作物吸収が50.7～58.0%、溶脱が2.2～6.1%および土壌残存が20.0～20.5%であった。追肥区は、作物吸収が65.4～66.1%、溶脱が0.1～0.3%および土壌残存が24.9～41.0%であり、基肥区より溶脱が極めて少なく作物吸収および土壌残存が多かった。

表 4.1-4 栽培期間の施肥由来窒素(施肥由来重窒素)収支(mg m^{-2})

土壌	標識区	採取日	施肥 (A)	作物 吸収 (B)	溶脱 (C)	土壌 残存 (D)	収支 (未回収)*2 (A-B-C-D)
細粒質	基肥	11/25	466.5 (100.0)*1	120.1 (25.7)	0.0 (0.0)	211.0 (45.3)	135.5 (29.0)
		3/23	466.5 (100.0)	236.5 (50.7)	28.4 (6.1)	93.2 (20.0)	108.4 (23.3)
	追肥	11/25	186.6 (100.0)	45.7 (24.5)	0.0 (0.0)	169.2 (90.7)	-28.3 (-15.2)
		3/23	435.4 (100.0)	284.9 (65.4)	1.3 (0.3)	178.4 (41.0)	-29.2 (-6.7)
		11/25	466.5 (100.0)	111.0 (23.8)	0.0 (0.0)	182.7 (39.2)	172.8 (37.1)
		3/23	466.5 (100.0)	270.6 (58.0)	10.1 (2.2)	95.6 (20.5)	90.2 (19.3)
中粒質	追肥	11/25	186.6 (100.0)	56.6 (30.3)	0.0 (0.0)	100.7 (54.0)	29.3 (15.7)
		3/23	435.4 (100.0)	287.8 (66.1)	0.5 (0.1)	108.3 (24.9)	38.8 (8.9)

*1 ()内の数値は施肥を100とした場合の分配率(%)。

*2 未回収は脱窒および未採取の30cm以深の根への蓄積量。

4.1.4 考察

4.1.4.1 土壌条件が作物および窒素溶脱に及ぼす影響

細粒質・追肥区の結球重は他区に比べて大きかった(表 4.1-2)。収穫時の作土中全窒素量は 1.84 g kg^{-1} と同基肥区の 1.78 g kg^{-1} に比べてわずかに多く、両区の差は土壌肥沃度の違いに因ると推察された。土壌中の有機態窒素は無機化によって施肥窒素の利用度を低下させる可能性があるが、施肥由来重窒素の収支からは作物吸収への影響が認められなかった(表 4.1-4)。

また、本研究では乾燥密度や保水性が異なる2種の土壌を供試した結果、浸透流出水量や施肥窒素溶脱量に大きな差が認められなかった(表 4.1-3)。これは、作土および下層土の砂含量が62%, 65%と多い中粒質(細粒質:52%, 40%)は、より大きな孔隙を持つため飽和領域では浸透水量が多い一方、不飽和領域ではシルト含量が31%, 41%と多い細粒質(中粒質:24%, 20%)に比べて低マトリックポテンシャルでの透水性が低い(Jury・Horton, 2005)ことによる可能性がある。したがって、両土壌の孔隙分布の違いは全体として水および溶質移動に影響を及ぼす程度ではなかったと考えられる。

4.1.4.2 施肥由来重窒素の土壌中における動態

施用から50日経過後の基肥由来重窒素は、硝酸態窒素の分布と異なり地表から10cm以内の表層に多く集積していた(図 4.1-3, 4)。石塚ら(1962)は、地表下5cmへの硫酸施用から35日後における窒素の形態別分布を調べ、アンモニア態と硝酸態はともに表層に多く集積することを報告している。したがって、表面施用された基肥窒素の一部は硝酸態に変化し、作物に吸収されたり下層に移動したりして表層から減少したものの、多くはアンモニア態か有機態として表層に留まっていたことが考えられる。

基肥施用後169日目および追肥施用後140日目にあたる栽培終了時においても同様に、施肥

由来重窒素は作土層に多く分布し、特に地表から 15 cm 以内の浅い層に集積していた(図 4.1-4)。このときの分布形状を硝酸態窒素のものと比較したところ、基肥由来重窒素は 0~10 cm, 追肥由来重窒素は 5~20 cm の深さにそれぞれ硝酸態窒素にはない明瞭なピークが認められた(図 4.1-3, 4)。小川ら(1979)は、重窒素標識硫酸を用いて表層腐植質黒ボク土の畑地における施肥窒素の土壤中での動態を調査し、施用後 136 日目に表層 10 cm 内への施肥窒素の集積を認め、これが有機化によることを指摘している。これらのことから、施肥由来重窒素は、栽培終了時には硝酸態としてほとんど存在しておらず、アンモニア態のまま土壌粒子表面に吸着されたか、もしくは有機化の可能性が考えられる。ところで、アンモニウムイオンの粘土鉱物への固定反応は、それが膨張性 2:1 型粘土鉱物の土壌粒子間に強く吸着され非交換性となる過程であり、このことによって硝酸化成が遅くなることが知られている(三枝, 1993)。しかし、供試土壌には 2:1 型粘土鉱物が少なく、また、強い固定能を有するバーミキュライトが含まれていないことから、本研究ではアンモニア態窒素の固定を考慮する必要はないと考えられた。

日平均気温(AMeDAS:太宰府市)が、硝酸化成作用の下限温度である 4℃(山本, 1994)を下回った日数は、2003 年 11 月 25 日から 2004 年 3 月 23 日までの 119 日間に、のべ 19 日しかなかった(図 4.1-6)。また、硝酸化成は 5℃の低温条件においても進むことから(満田, 2008)、施肥由来重窒素が、栽培終了時までアンモニア態のまま残存していた可能性は低いものと思われる。

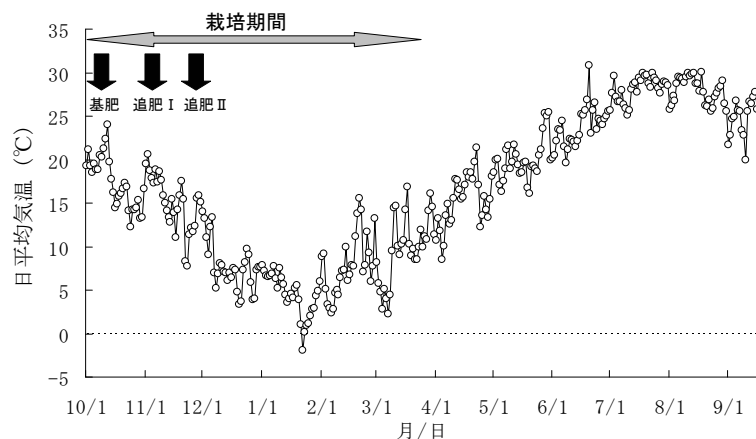


図 4.1-6 調査期間(2003~2004 年)の日平均気温(太宰府市^{*1})の推移

*1 太宰府市のアメダスデータ。

一方、硝酸化成速度は 15℃以下になると著しく遅れるが、無機態窒素の有機化は 10℃以下の低温条件においても顕著に遅れない(甲斐, 1981)。さらに、通常の畑土壌では、新鮮有機物の添加がない場合、硝酸態窒素の有機化はほとんど起こらないことが明らかにされている(西尾, 2007)。なお、ライシメータへの土壌充填後は有機質資材の施用や作物残渣の還元を行っておらず、これらのことは、栽培終了時までには作土中に残存した施肥由来アンモニア態窒素の多くが有機化したことを強く示唆するものである。

なお、細粒質では 3 月 23 日の土壌中硝酸態窒素量が基肥区と追肥区間で異なった(図 4.1-3)。細粒質は中粒質より粘土、シルトおよび腐植含量が多いため団粒構造が発達しやすいと考えられるが(Hillel, 2001)、団粒構造は選択流の原因となったり内部に浸透した溶質を保持したりするため、土壌中の溶質分布はより不均一になる。さらに、追肥 II 施用時のキャベツの外葉面積はかなり大きく、

降雨を完全に遮断する部分もあるため土壌表面への水分供給が不均一となり、その結果、施肥由来硝酸態窒素の移流が制限されて濃度の偏りが生じた可能性が考えられる。しかし、ここでは施肥由来窒素の動態を検討するために同一試料における硝酸態窒素と施肥由来重窒素の分布パターンの違いを論じており、土壌中硝酸態窒素量の区間差は本論議に影響するものではない。

4.1.4.3 施肥由来重窒素の動態と溶脱との関係

収穫期までの施肥由来重窒素の収支(表 4.1-4)を精査した。その結果、脱窒および残根等を起因とする未回収分の割合は、マイナス収支の細粒質・追肥区を除いた平均で 16.8% (8.9~23.3%) であった。竹内(1997)が示した畑地での施肥量に対する脱窒量の比率は 5~15% であり、このことから、本研究は概ね妥当な収支結果と考えられた。細粒質・追肥区は、前述の理由に伴う施用重窒素の偏りが生じ、ルートオーガによる一定間隔の採取法ではこれらを充分平滑化できなかった可能性がある。そのため、土壌残存が過大になったと考えられるので平均から除外した。

松波ら(2005)によると、施肥窒素の溶脱は、作物吸収と表層における有機化の両者から影響を受け、これらの合計が、施用量とほぼ同等でありかつ下層への施肥窒素の移動が少ない場合、ほとんど溶脱しない。作付け期間中の溶脱がほとんど認められなかった追肥区では、追肥由来重窒素の作物吸収量と作土中残存量が多く(表 4.1-4)、その下層への移動も少なかった(図 4.1-4: 11 月 25 日)。対照的に、溶脱量が多かった基肥区ではこれらが少なく(表 4.1-4)、施用 50 日後(11 月 25 日)において基肥由来重窒素の深さ 70 cm の下層への移動が認められた(図 4.1-4)。これらのことから、本研究の場合も作物吸収と作土層での有機化の両者が、施肥由来窒素の溶脱に大きな影響を及ぼしたことが推察された。

また、一度有機化した施肥窒素には、容易に無機化する部分と無機化しにくい安定化した部分があり、一般的に、後者は地温上昇や土壌の乾燥に伴い再無機化するといわれている(甲斐, 1981)。このため、収穫後無作付け状態の本研究においては当初、夏期の多雨にともない、栽培終了時の残存施肥窒素(残存率: 20.0~41.0%, 表 4.1-4)の多くが溶脱するものと予測された。ところが、施肥由来窒素の溶脱率は、栽培終了以降で 3.4~7.6% と土壌残存の 20% 程度に過ぎず、基肥と追肥を合わせた全調査期間では 5.2~11.4% (平均 8.3%) であった(表 4.1-3)。これは、表層腐植質黒ボク土のシバの 13.2% (神野・本名, 1999)、ダイコンの 18.2% (日高ら, 1987)、黄色土のキャベツの 20% (芝野・大野, 1988) に比べて低い値であった。一方、収穫時の土壌残存率(表 4.1-4)からその後の溶脱率(表 4.1-3)を差し引いてみると、施用から約 1 年経過後において、基肥窒素の 15.7% および追肥窒素の 21.5% (細粒質を除く) が土壌に残存していたと推定される。灰色低地土の畑では、収穫後表層 10 cm 以内に施肥窒素の約 10% が有機態として残存し(Nishio *et al.*, 2002)、一旦有機化し微生物バイオマスに取り込まれた場合、粘土鉱物中に固定された場合よりも作物に吸収されにくく(Preston, 1982)、比較的安定して土壌中に残存することが認められている(西尾・荒尾, 2002)。したがって、灰色低地土の本研究では、施用したアンモニア態窒素の約 15~20% が難分解性の有機態窒素となったために、施肥由来窒素の溶脱が栽培終了後も少なかった可能性が考えられる。

4.1.4.4 溶脱硝酸態窒素の起源

土壌由来分を含めた全硝酸態窒素溶脱量に対する施肥由来窒素の寄与率は、6.2~12.6% でしかなく、約 1 年間に土層から溶脱した硝酸態窒素の 90% 程度が土壌由来窒素を起源としていた

(表 4.1-3)。窒素溶脱量に対する施肥由来窒素の寄与率を検討した事例では、前述のシバが 28～43% (神野・本名, 1999), 山田ら(2003)が細粒黄色土におけるキャベツ・スイートコーン体系で得たデータからの計算結果が 24～65%であった。いずれも本研究に比べて大きい。前者は蒸発散量の少ない冬期の多雨により、この時期の浸透流出水量が多く、後者は年間施肥窒素量が 550 kg ha⁻¹と本研究の 2 倍近く多くかつ作物吸収率が低かったために、いずれも施肥由来窒素溶脱量が多かった可能性がある。しかし、土壌由来を含む硝酸態窒素溶脱量は、本研究では 24.1～26.3 g m⁻²であり(表 4.1-3), 神野・本名(1999)の 8.8～14.4 g m⁻²に対し平均で 2.4 倍多かったものの、施肥由来窒素溶脱率は平均で 0.62 倍の差に過ぎなかった。また、基肥硫黄施用直後から硝酸態窒素濃度はすでに高く、このときに基肥由来窒素の流出が認められなかったことから(図 4.1-5), 試験開始前の夏期の高温による土壌窒素の無機化により、下層土壌に硝酸態窒素が蓄積していたことが推察された。これらのことはすなわち、硝酸態窒素の溶脱に対する施肥由来窒素の寄与が小さかった理由が、施肥由来窒素の溶脱量が少なかったことよりむしろ、作付け前からの蓄積を含め、土壌由来窒素の無機化量が多かったためであることを示唆している。

水田では、夏期の湛水により有機物の分解が抑制されるため有機態窒素を蓄積しやすいが、畑地への転換によって有機態窒素から硝酸態窒素への移行が経年的に速まることが示されている(西尾, 1997)。水稻作では基肥窒素の大部分が速やかに有機化し、収穫後の再無機化による二次的な環境負荷の可能性が指摘され(米田, 1981), また実際に、非作付け期間における窒素の地下浸透量が、無視できない程度であることが報告されている(國松, 1985)。畑地では, Macdonald *et al.* (1989)が、冬作小麦畑において、収穫後の土壌残存硝酸態窒素のほとんどが無機化した土壌有機態窒素に由来することを示唆した。また、インセプティソルの 1 年生草地において、2 か月の休閑処理により無機化窒素の蓄積量が 65～86 kg ha⁻¹増加したことが報告されている(Francis *et al.*, 1995)。このように、畑地への窒素負荷に対する土壌由来窒素の寄与は大きく、無作付け状態の場合、吸収がないため無機化窒素の蓄積が多く、さらにその影響が増すことが考えられる。前述のシバ畑は生育初期には裸地に近いものの、多年生のため通年で栽植されているが(神野・本名, 1999), 本研究では収穫後の半年間は裸地である。したがって、窒素溶脱に対する土壌由来窒素の影響が大きかったのは、夏期の非作付け期間に、無機化した土壌由来窒素の蓄積が多かったためと考えられる。すなわち、1 年間に土層から溶脱した硝酸態窒素の 90%程度が作付け前に蓄積していた硝酸態窒素を含む土壌由来窒素を起源とし、このため、梅雨期を含む非作付け期間における浸透流出水中の平均硝酸態窒素濃度は 13.8～16.6 mg L⁻¹と水質基準値を超過したものと推察された(表 4.1-3)。

第5章 農耕地からのカリウム溶脱の可能性

5.1 樹園地におけるカリウムの蓄積と溶脱の可能性

5.1.1 緒言

近年の国際的な肥料価格の高騰が、農家経営に深刻な影響を及ぼすことが懸念されている。これを受けて、化学肥料の低成分化による肥料コストの低減、堆肥等有機質資材や土壌中に含まれるリン酸およびカリウムなどの肥料成分をより一層有効活用することが求められている。そのためには、土壌の実態や作物に応じて施肥基準を見直すことにより具体的な施肥の削減方法を明示する必要がある。

樹園地では土壌の生産力を増進し、高品質な農産物の安定生産を図るために、これまで土壌改良資材および堆肥等有機質資材の施用が推進されてきた。しかし、リン酸質肥料や家畜ふん堆肥の多施用は、リン酸およびカリウムなどの養分の過剰蓄積を助長し(内野ら, 2001), 全国で 1979～1998 年に行われた土壌環境基礎調査では、樹園地における可給態リン酸含量および交換性カリ含量が増加傾向にあることを認めている(小原・中井 2003, 2004)。福岡県が実施した 1979～1993 年の同調査の結果も、可給態リン酸含量の過剰化傾向を示している(小田原ら, 1997)。しかし、これまでに樹園地において、堆肥等有機質資材の施用が土壌中の交換性カリの動態に及ぼす影響を、現地において検討した事例はない。

土壌粒子(固相)表面は負電荷を持ち、その負電荷は陽イオンを吸着することによりバランスされている。土に添加された陽イオンの一部は、陽イオン交換反応によって固相に保持されていた交換性陽イオンと交換して吸着される。このため、硝酸態窒素などの陰イオンとは異なりアンモニウムやカリウムなどの陽イオンは、施用しても一般に農耕地から溶脱しにくいといわれている。岡田ら(1992)はポット試験の結果、灰色低地土と比べてカリウム保持力が弱い黒ボク土において、施肥カリの溶脱率は多雨期の無栽植条件でも 8.5%でしかなく、硝酸態窒素に比べて無視できるとした。一方でそれは、同じ黒ボク土でもバナナ栽植条件で 15.5%と高く(Sansoulet *et al.*, 2007), 畑作物では長期三要素連用試験の収支から 20%であることが推定された(杉山ら, 2002)。さらに、排水良好な林地において 27%(Riekerk, 1971), カキおよびモモの樹園地では暗渠排水を利用した推定値が 32.5%に及ぶことが報告されている(吉田, 1992)。このように、作物に吸収されなかった施肥由来のカリウムは農耕地から多量に溶脱する可能性がある。したがって、果樹栽培において生育および品質上重要な成分であるカリウムの溶脱の実態を把握しておくことは、環境のみならず肥料の経済的損失を防ぐためにも重要である。

そこで、本節では、福岡県内の樹園地における堆肥等有機質資材の肥料成分を含む施肥管理が、交換性カリの動態に及ぼす影響を検討した。その結果、一部の園で交換性カリの減少がカリウムの溶脱による可能性が示唆されたので、その機作を推定した。

5.1.2 材料および方法

5.1.2.1 調査地点および調査方法

本研究では、土壌環境基礎調査(1979～1998年)に引き続き、1999～2007年に実施された土壌機能実態モニタリング調査で得られた福岡県内の樹園地のデータを解析した。調査は、土壌環境基礎調査から継続した10地点と、1999年以降新に選定した12地点からなる合計22地点を対象

に実施した。対象品目とその地点数を表 5.1-1 に示した。調査地点の農耕地土壌分類第二次案に基づく土壌群名とその地点数の内訳は、褐色森林土が 9 地点、黄色土が 5 地点、赤色土が 4 地点、黒ボク土が 4 地点であった。

表 5.1-1 調査地点の品目および土壌の種類

品目	点数	土壌の種類(農耕地土壌分類第 2 次案:土壌群)
柑橘類	8	黒ボク土(1), 黄色土(1), 赤色土(3), 褐色森林土(3)
ナシ	5	黒ボク土(2), 黄色土(2), 褐色森林土(1)
ブドウ	4	黒ボク土(1), 黄色土(1), 褐色森林土(2)
カキ	2	褐色森林土
ビワ	1	黄色土
イチジク	1	赤色土
キウイフルーツ	1	褐色森林土
計	22	

調査は 1 年間に 5～8 地点について実施し、1999～2002 年に県内を一巡した。その後、2004～2007 年に 2 巡目を行い、前回と同一の地点において 5 年経過後の再調査を行った。土壌採取は基本的に収穫中もしくは直後に行い、園内の中央部および対角線上の 5 か所から平均的な樹齢および樹勢の木を選び、垂主枝の雨落ち部端から 30～50 cm 幹側の位置においてリター層を取り除いた第 1 層と第 2 層を採取した。なお、第 1 層の深さの全地点平均値は 17.0 cm(10.0～30.0 cm)であった。

5.1.2.2 堆肥等有機質資材の施用量および成分量

家畜ふん堆肥等有機質資材(以下、有機質資材)の施用量、施肥量、収量は、各地点の耕作者への聞き取り調査のデータを用いた。有機質資材に含まれる有効成分量は地点ごとの施用量に、表 5.1-2 に示した代表的な成分濃度および種類ごとの肥効率を乗じて概算した。成分濃度は有機質資材等の利用上の手引き(福岡県農政部, 2007)に記載された県内の家畜ふん堆肥の種類別平均値および土壌保全調査事業全国協議会編(2003)の値を使用し、肥効率も同様に前述の文献に基づいた。

5.1.2.3 土壌理化学性の分析方法

1 圃場の 5 か所から採取した試料はよく混合して一つにし、風乾後細かく砕いて 2 mm の篩を通したものを化学性の測定に供した。分析項目は、第 1 層の pH(H₂O)、全炭素(T-C)、交換性陽イオン、陽イオン交換容量で定法(土壌環境分析法編集委員会, 1997)に従って測定した。なお、宗像地点のみ、第 1 層および第 2 層の 1:5 水抽出液の水溶性イオンを原子吸光分析法およびイオンクロマトグラフ法、炭酸水素イオンをアルカリ滴定法によって測定した。乾燥密度は 100 mL の金属円筒を用いて第 1 層の断面から未攪乱状態で採取した試料を 105℃で熱乾し測定した。

粘土鉱物組成は、前処理として土壌を 6%過酸化水素水で有機物を分解した後、超音波処理により土粒子を分散させ、ストークスの式から計算した粘土粒子の沈降時間にサイホンによって粘土画分を全量回収した。次に粘土懸濁液試料を定方位法により、X 線回折装置(Rigaku 製, Rint2000V)で測定した。

表 5.1-2 施用有機質資材の種類と代表的な成分濃度*2 および肥効率*3

種類	施用地点数				成分濃度代表値			肥効率		
	地点全体		資材施用地点*4		窒素	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリ (K ₂ O)	窒素	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリ (K ₂ O)
	I	II	I	II						
					%	%	%	%	%	%
オガクズ牛ふん堆肥	9	7	7	5	0.80	0.80	1.10	15	60	90
モミガラ牛ふん堆肥	1	0	1	0	0.80	0.75	1.12	15	60	90
馬ふん堆肥	1	1	1	1	0.56	0.64	0.64	30	60	90
バーク堆肥	2	1	0	0	0.44	0.28	0.04	4	60	90
オガクズ厩肥	1	1	0	1	0.59	0.62	0.68	30	60	90
乾燥牛ふん	0	1	0	1	1.65	1.84	1.74	30	60	90
発酵鶏ふん	0	1	0	1	2.80	5.80	2.90	50	70	90
下水汚泥	1	0	0	0	0.72	1.37	0.20	100	33	100

*1 I は 1 巡目 (1999～2002 年), II は 2 巡目 (2004～2007 年)。

*2 現物当たりの福岡県内産家畜ふん資材平均値および既往の文献値から引用。

*3 福岡県農政部 (2007) および土壌保全調査事業全国協議会 (2003) から引用。

*4 資材施用地点は 1, 2 巡目ともに堆肥等有機質資材を施用した地点。

5.1.2.4 統計処理

施肥量および分析項目ごとの結果は、1 巡目と 2 巡目で対応する調査地点の巡間について、統計解析用アドインソフト Statcel を用いてノンパラメトリック検定の一種であるマンホイットニ検定およびウイルクソン符号付順位和検定を行った。また、有機質資材の施用の有無別に施肥量および土壌化学性の実態を解析するため、有機質資材を 1 巡目、2 巡目ともに施用した 9 地点を「有機質資材施用地点」、1 巡目、2 巡目ともに施用しなかった 7 地点を「有機質資材無施用地点」と区分し、上記の検定法により 2 巡目の平均値間および各地点の巡間について統計解析を行った。

5.1.3 結果および考察

5.1.3.1 家畜ふん堆肥等有機質資材の施用量および施肥量の実態

調査地点全体では 2 巡目の有機質資材施用量の平均値が 15.53 Mg ha⁻¹ と 1 巡目に比べて 17% 少なく、全地点数に対する 2 巡目に有機質資材を施用した地点割合は 55% であった (データ略)。有機質資材施用地点では 2 巡目の平均施用量が 14.48 Mg ha⁻¹ であり、1 巡目に比べて 33% 減少した (データ略)。

調査地点における施肥量の実態を表 5.1-3 に示した。化学肥料の施用量に施用有機質資材中の有効成分量を加えた総施肥量の概算値は、2 巡目の地点全体では窒素、リン酸およびカリがそれぞれ 176, 193 および 177 kg ha⁻¹ であり、各地点の品目および品種ごとの成木における収量別施肥基準量 (福岡県農政部, 1999) 平均値の 193, 148 および 144 kg ha⁻¹ に比べて窒素が 0.9 倍とやや少なく、リン酸およびカリが 1.3 倍および 1.2 倍多かった。

2 巡目のカリ総施肥量を有機質資材施用の有無別に比較すると、有機質資材施用地点は 222 kg ha⁻¹ であり、同無施用地点の 130 kg ha⁻¹ より多く ($p < 0.05$)、それは前述の県施肥基準量の平均値に対して 1.5 倍の投入量に相当した。

5.1.3.2 有機質資材施用の有無と土壌中の交換性カリ含量

有機質資材施用地点における 2 巡目の第 1 層の交換性カリ含量平均値は 562 mg kg⁻¹ と無施用地点の 373 mg kg⁻¹ より多かったものの、有機質資材施用の有無間で統計的に有意な差はなかった (データ略)。したがって、有機質資材施用地点ではカリ総施肥量が多かったが、有機質資材の施

用が交換性カリ含量に及ぼす影響は判然としなかった。

表 5.1-3 施用有機質資材の有無^{*1}別にみた施肥量(kg ha⁻¹)の実態

資材 施用 (地点)	調査 時期	化学肥料			資材中有効成分量 ^{*2}			総施肥量		
		窒素	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリ (K ₂ O)	窒素	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリ (K ₂ O)	窒素	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリ (K ₂ O)
無施用 (7)	I	251	223	117	0	0	0	251	223	117
	II	195	167	130	0	0	0	195	167	130
	II / I	78	75	111	—	—	—	78	75	111
	検定 ^{*4}	*	+	ns	—	—	—	*	+	ns
施用 (9)	I	134	195	104	30	96	183	164	291	287
	II	117	129	74	32	92	148	149	221	222** ³
	II / I	87	66	71	107	96	81	91	76	77
	検定	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+
全体 (22)	I	178	190	102	18	56	106	196	246	208
	II	160	145	96	16	48	81	176	193	177
	II / I	90	76	94	89	86	76	90	78	85
	検定	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	+	+

*1 1 巡目 (I), 2 巡目 (II)とも有機質資材を施用しなかった地点を「無施用」, 施用した地点を「施用」。

*2 資材中有効成分量は資材施用量に表 5.1-2 の成分濃度代表値と肥効率を乗じて算出した概算値。

*3 マンホイットニ検定の結果, 施用の 2 巡目に付した ** は無施用の 2 巡目に対して 1%水準で有意差あり, 無印は有意差なし。

4 ウィルコクソン符合付順位和検定の結果, 巡間に, +は 5, 10%水準で有意差あり, ns は有意差なし。

5.1.3.3 カリ総施肥量と交換性カリ含量の変化

カリ総施肥量の巡間の推移をみると, 有機質資材無施用地点では変化がなく, 地点全体および有機質資材施用地点では減少傾向がみられた($p < 0.1$, 表 5.1-3)。そこで, 交換性カリ含量の巡間の推移を地点別に検討するため, 1 巡目に対する 2 巡目の関係を図 5.1-1 に示した。1 巡目の交換性カリ含量が 500 mg kg⁻¹ 以下の地点は有機質資材施用の有無に関係なく増減の傾向が判然としなかった。一方, 1,000 mg kg⁻¹ 以上の 3 地点(宗像, 上陽, 八女)はすべて有機質資材施用地点であり 2 巡目に大きく減少した。

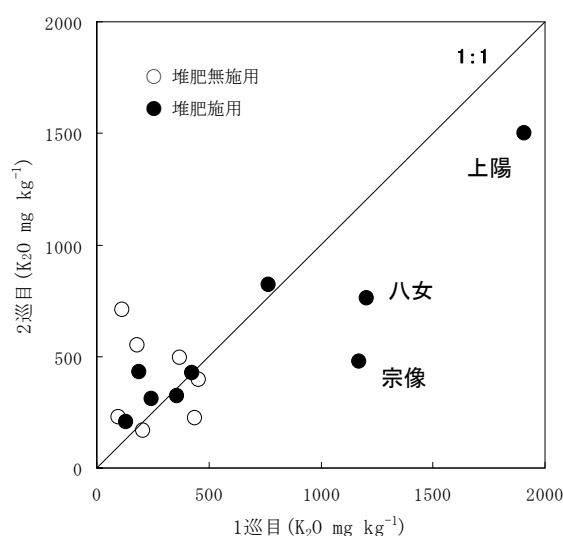


図 5.1-1 交換性カリ含量の 1 巡目と 2 巡目の関係

5.1.3.4 巡間のカリ施肥量と交換性カリ保有量の変化

宗像，上陽および八女の 3 地点において交換性カリ含量の大幅な減少傾向が認められた。そこで，これらが単純にカリ施肥量の減少に伴うものかどうか確かめるため，巡間のカリ施肥量の変化量 (ΔA) と交換性カリ保有量の変化量 (ΔK) の関係を図 5.1-2 に示した。ここで，交換性カリは，表 5.1-5 に示した第 1 層の厚さに乾燥密度を乗じて土量 (kg ha^{-1}) を求め，これに含量 (mg kg^{-1}) を乗じ，交換性カリ保有量 (kg ha^{-1}) に換算した。この結果，八女地点のみが施肥量の減少によるものであり，宗像地点は ΔA の増加にもかかわらず ΔK が大きく減少した。上陽地点は土量の違いで交換性カリ含量の差が相殺されたため，結果的に ΔK が少なかった。これらのことから，宗像地点ではカリウムが第 1 層から溶脱した可能性が伺えた。

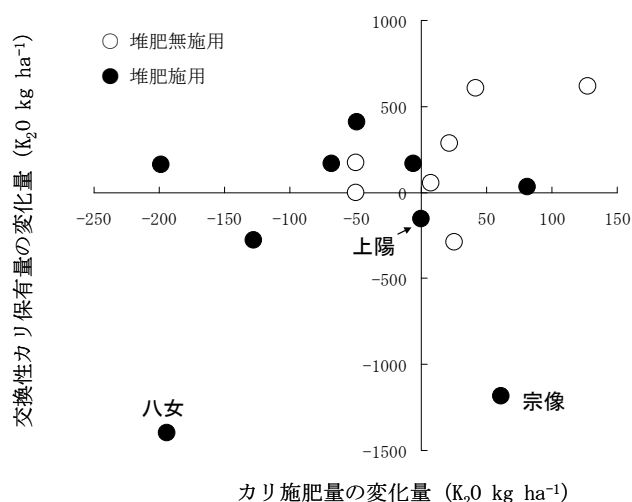


図 5.1-2 カリ施肥量の変化量 (ΔA) と交換性カリ保有量の変化量 (ΔK) の関係

*1 変化量は 2 巡目の値から 1 巡目の値を差し引いた。

5.1.3.5 作土(第 1 層)からのカリウム溶脱の可能性の検証

次に，宗像地点におけるカリウム溶脱現象を説明するため，土壌の $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ および陽イオン交換反応について検討した。宗像地点土壌の基本的性質について，母岩および粘土鉱物組成を表 5.1-4 に，栽培品目および主な理化学性を表 5.1-5 に示した。宗像地点土壌の母岩は第三紀堆積岩で，粘土鉱物にスメクタイトおよびカオリナイトを多く含み，パーミキュライト-クロライト中間種鉱物を含む。これらは風化によって塩基類が強度に溶脱された結果生成したものであり，土壌は強い酸性を示す(井上，1997)。したがって，柑橘類の栽培管理においては，土壌の $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ を 5.5～6.5 に矯正することを基本としている(福岡県農林水産部，2009)。そのため，この園でも炭酸カルシウムを各巡で $1,000 \sim 2,000 \text{ kg ha}^{-1}$ 施用していたものの，第 1 層の $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ は 6.1 から 5.4 に低下した。このとき，交換性陽イオン含量はカルシウム (Ca) およびマグネシウム (Mg) が増加した一方で，カリウム (K) は 2.6 から $1.6 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ に減少した。林地土壌では pH の 6.4 から 5.1 への低下に伴って，施用カリウムの溶脱量が 2.1～3.0 倍増加したことが報告されている(Krause, 1965)。したがって，本研究では，聞き取り調査による果実収量が巡間で 30.0 および 32.5 Mg ha^{-1} と大差がないので樹体による収奪量は同じと仮定すると， ΔA の増加から， ΔK の減少は pH の低下に伴う第 1 層からの K^+ の溶脱による可能性が考えられる。

しかし，通常，層状ケイ酸塩鉱物内部の同型置換によって負電荷を帯びた酸素原子団(陽イオン

表 5.1-4 宗像地点土壌の母岩、土壌分類名、粘土鉱物組成および土性

母岩	採取地	土壌分類名	粘土鉱物組成	土性
第三紀堆積岩	宗像市山田	細粒赤色土	St,Kt>Ch-Vt,Mc-Vt	LiC

*1 Kt:カオリナイト, St:スメクタイト, Vt:パーミキュライト, Mc:雲母, Ch:クロライト。

表 5.1-5 宗像を含む任意抽出地点における栽培品目および第 1 層の主な土壌理化学性

地点	調査時期	品目	層厚	乾燥密度	pH (H ₂ O)	T-C	交換性陽イオン				塩基飽和度	K/ECEC
							Ca	Mg	K	Na		
			cm	Mg m ⁻³		g kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹				%	
宗像	I	柑橘類	29	0.94	6.1	20.6	31.7	2.4	2.6	0.3	101	0.07
	II		29	0.95	5.4	16.6	32.1	3.9	1.6	0.3	103	0.04
上陽	I	ブドウ	15	1.18	7.2	45.1	23.7	6.9	4.1	0.2	128	0.12
	II		19	1.13	7.1	46.8	24.1	8.0	3.2	0.2	128	0.09
八女	I	キウイフルーツ	16	1.32	5.4	23.6	10.8	2.4	2.5	0.1	81	0.16
	II		10	1.39	6.5	15.6	13.0	2.6	1.0	0.0	87	0.06

*1 調査時期は I が 1999～2002 年, II が 2004～2007 年。

*2 ECEC は交換性陽イオン含量の合計。

交換基)は Ca^{2+} および Mg^{2+} より K^{+} に対する選択性が高い(和田信, 1997)。Wada and Odahara(1993)によると Ca^{2+} と K^{+} の交換反応における Vanselow の選択係数 K_v は吸着 K^{+} の電荷分率が低いほど高くなる。本研究では K^{+} の電荷分率が 7.0% から 4.2% に低下している(表 5.1-5), K^{+} は少なくとも交換体に保持されやすく, より放出されにくい状態になっているはずである。ところが, 土壌溶液中の Ca^{2+} 濃度が K^{+} 濃度より極めて高い場合, Ca^{2+} が K^{+} と交換して土壌溶液中に放出するので, K^{+} は降雨により土層から溶脱しやすい状態になることもある。このことについて, 室内カラム実験によって 15 mM 塩化カルシウム溶液を 5pV(孔隙単位流量)通液した結果, 充填土壌の交換性 K の 34% が失われたことが明らかにされている(Lalali and Rowell, 2003)。

本研究では, 前述のように 1,000～2,000 kg ha⁻¹ の炭酸カルシウム資材が施用されており, 交換性カルシウム含量は 30 cmol_c kg⁻¹ を越え(表 5.1-5), 炭酸塩の蓄積が確認された施設畑の水準(兼子・和田, 1996)に匹敵した。兼子・和田(1996)は 100% を越える塩基飽和度の原因が炭酸塩の存在によることを指摘しており, 本研究の宗像地点では塩基飽和度が 100% を越えていることから(表 5.1-5), 炭酸カルシウムが土壌溶液中に沈殿していた可能性がある。

そこで, 炭酸塩の存在を推定するために, 宗像地点土壌の水溶性イオン組成とその経時変化を図 5.1-3 に示した。その結果, 第 1 層では, Ca^{2+} は 1 巡目で最も多く, 2 巡目にやや減少した程度であったのに対し, K^{+} は大きく減少した。第 2 層でも K^{+} は同様の傾向がみられたが, Ca^{2+} は第 1 層と異なりむしろ大きく増加していた。一方, 第 1 層の陰イオンは, 1 巡目では Ca^{2+} の対イオンとなる硫酸イオンが少なく, リン酸イオンと炭酸水素イオンが多かった。次に, 化学種の推定に利用される汎用プログラム, 地球化学的モデリング・コードの PHREEQ-C を用いて, 1 巡目の水溶性イオン濃度から炭酸塩の存在を推定した。計算条件として, 土壌中の炭酸ガス濃度を大気中の濃度と, 現地土壌の含水比を一般的な畑土壌の毛管連絡切断点に近い 22% と仮定して計算した結果, カルシウムの炭酸塩であるカルサイトとして飽和に達していることが推定された。なお, 実際の土壌中の炭酸ガス濃度は, 植物や土壌微生物の呼吸のため, 大気中濃度よりかなり高いことが予想される。

以上, 土壌中の交換性陽イオンの動態とカルサイトの存在および pH の低下から, 本研究では, 土壌中に蓄積していたカルサイトの一部が pH の低下により溶解し, 多量の Ca^{2+} が土壌溶液中に溶出したことが推定された。また, 不飽和未攪乱土壌カラムを用いた降雨実験で, 高い降水強度で

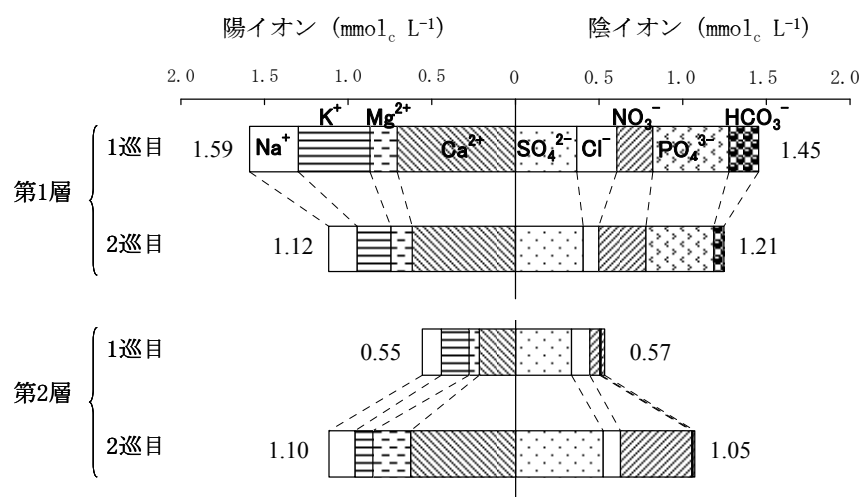


図 5.1-3 宗像地点土壤の水溶性イオン^{*1} 組成とその経時変化

*1 水溶性イオンは 1:5 水抽出液の測定値。

*2 図中の数値は水溶性イオンの合計量。

は、添加した K^+ が土壤中の Ca^{2+} と交換平衡に到達する前に選択流によって溶脱したことが報告されている (White *et al.*, 1999)。したがって、前述の Lalali and Rowell (2003) の実験結果と合わせて考察すると、宗像地点では、カルサイトの溶解によって生じた土壤溶液中の Ca^{2+} が交換体上の K^+ を置換し、放出された K^+ が再び交換平衡に達する前に降雨によって溶脱した可能性が考えられる。

なお、この地点では、1 巡目から 2 巡目の間に交換性 Ca 含量および塩基飽和度が変化しなかったにもかかわらず、 $pH(H_2O)$ が大きく低下した。1 巡目から 2 巡目にかけて、第 2 層の $pH(H_2O)$ も 6.9 から 4.7 に低下し (データ略)、1:5 水抽出液中の硝酸イオンおよび硫酸イオン濃度が増加していることから、肥料由来の酸が影響したものと思われる。しかし、ここまで大きな pH の低下は、肥料の影響だけでは説明が付かないので、供試土壤の性質上自然に酸性化しやすいことがこれを助長した可能性がある。したがって、頁岩および熔結凝灰岩に由来する第三紀堆積岩を母材とする地域では、定期的に土壤診断を実施し、 $pH(H_2O)$ 、交換性 Ca および K 含量に留意する必要性が示唆された。また、塩基飽和度が過剰な園地では土壤中の炭酸塩を定量的に把握する必要がある。

総合考察

硝酸態窒素は植物に必須であるが、人体にはメトヘモグロビン血症の原因となるなど有害物質である可能性があり、1992年にWHO(世界保健機関)は硝酸イオンとして 50 mg L^{-1} 以下とする飲料水の指針値を勧告している。現在、わが国の飲用水源は河川水が中心であり、井戸水に依存する地域は約7%に過ぎないが、井戸水は広い範囲から長い時間をかけて集水しているため、一度汚染されると修復に非常に長い時間と多大な労力を要する。そのため、わが国においても硝酸態窒素等による地下水汚染に対する消費者の関心が高まり、硝酸性窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)および亜硝酸性窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)の基準値 10 mg L^{-1} が1999年2月に公共水域および地下水の環境基準の項目に追加された。汚染の原因は、施肥や家畜排泄物および生活排水等が考えられるが(環境省, 2007)、露地野菜は肥料成分の利用率が低く、多量の施肥が行われているため、農耕地に限った場合、特に露地野菜畑地帯に硝酸態窒素汚染地が広く分布している(熊澤, 1999)。したがって、露地野菜については、環境基準を遵守するための硝酸態窒素溶脱の低減対策が急務となっている。一方、陽イオン交換反応においてアンモニア態窒素と同じ振る舞いをするカリウムについては、わが国にとって貴重な鉱物資源でもあり、その有効利用の観点から農耕地からの溶脱は好ましいことではない。

そこで、本研究ではまず、九州・沖縄各県から提供された露地葉菜類の施肥管理および肥料成分の吸収に関する試験データの解析を行った(第1章)。その結果、栽培期間の短い品目ほど見かけの窒素利用効率が低く、リーフレタス、レタス、次いでホウレンソウにおいて低いことを明らかにした。これらの窒素利用効率は24~45%であり、作物に吸収されなかった窒素量は $132\sim171\text{ kg ha}^{-1}$ にもなる。これらすべてが溶脱する訳ではないが、西尾(2001)は、この程度の残存窒素があれば、年間降水量が少ない地方の場合、土壌水中の硝酸態窒素濃度が環境基準の 10 mg L^{-1} を越える可能性を指摘している。また、一部の事例では堆肥の過剰施用による肥料成分の利用効率の低下が認められ、このような圃場では硝酸態窒素およびカリウムの溶脱が懸念される。これらのことから、露地野菜では、施肥量および施肥法の適正化が急務である。

硝酸態窒素の溶脱を低減するためには窒素施用量を削減しなければならないが、作物の生産性を維持しつつ効率的に減らすためには、溶脱の予測が必要である。硝酸態窒素等の陰イオンは、土壌の固相に吸着されないので水移動に伴って土壌中を動く。したがって、露地野菜畑において硝酸態窒素の溶脱を予測するためにはまず、土壌中の水移動特性を把握しておくことが重要となる。水移動の形態には、土壌マトリックス中の細孔隙を通るマトリックス流と収縮亀裂や粗孔隙を通る、流速の速い選択流がある。そこで、第2章・第1節では、細粒質泥炭質グライ低地土(農耕地土壌分類委員会, 1995)の水田転換畑(以下、低地土)の未攪乱土壌を充填したモノリスライシメータによる重水および臭化物イオンの不飽和定常浸透実験を行ない、水移動のモデル化を試みた。その結果、伝達関数モデルの一部であるガンマ型確率密度分布関数を用いたパラメータフィッティングによって、低地土の溶質浸透特性を表すパラメータ： $\alpha = 4.5$, $\beta = 53$ を得ることができた。さらに、作成した流出推定曲線から、低地土では、重水濃度のピーク位置が最大保持水分量に比べて前方にあることが認められ、土壌水の流れの中に、流速の速い選択流が多く含まれることを明らかにした。Maeda and Bergström(2000)は、伝達関数モデルに用いたパラメータ n によって土壌カラム中の不均一な流れを説明した。しかし、これまで本手法では、水移動特性について、ガンマ型確率密度分布関数のパラメータ α , β の積である平均到達浸透流出水量とピーク時水量との関係を議論することはあっても(Maeda and Ota, 2006)、パラメータ自体に注目することはなかった。カラム実験における流出濃

度曲線は、団粒構造等が原因で土壌水の流速分布に著しい偏りがある場合、始めの立ち上がりが急になるが、以後の増加が緩慢になることが示されている(Van Genuchten *et al.*, 1976)。そこで、既往の事例において、流出濃度曲線が異なった土壌タイプ間におけるパラメータの傾向について検討した。まず、選択流を多く含むとされた土壌について、Maeda and Ota(2006)が粘質のアルティソルで得た値は $\alpha = 3.8$, $\beta = 126$ であり、本研究の低地土($\alpha = 4.5$, $\beta = 53$)と同様、 $\alpha < 5$ かつ β が α より10倍以上大きかった。一方、マトリックス流が主体と考えられる黒ボク土については、本研究の $\alpha = 11$, $\beta = 30$ の他に、 $\alpha = 14.6$, $\beta = 44$ (Maeda and Ota, 2006), $\alpha = 13$, $\beta = 115$ (田中ら, 2006)といずれも $\alpha > 10$, $\beta < 10\alpha$ であった。つまり、選択流を含む不均一な流れでは、 α が極めて小さく、 β が α に比べて十分大きい場合、流出濃度曲線の形状はピークを境に前方が歪む一方、後方では濃度が緩やかに低下しテーリングするという特徴を示すと考えてよいかもしれない。

また、低地土では、圃場条件であれば、臭化物イオンを溶質移動のトレーサーとして利用できることを明らかにした。臭化物イオンは安価かつ測定が容易であり、1:5 水抽出液を用いた測定が可能なたため、今後の適用場面の拡大が期待される。このように、第2章・第1節では、室内実験によって、農耕地に広く分布する低地土壌における水移動に、選択流が多く含まれることを定性的に確認できた。そこで、第2節では、マトリックス流と選択流の分別定量を試みるために、土壌構造が発達した細粒質の灰色低地土の現地農家圃場において、水収支法とパンライシメータ法を併用した野外調査を行った。その結果、梅雨期を含む9か月間では、水移動におけるマトリックス流と選択流の比率は、平均で約2:3程度と推定された。低地土では、硝酸態窒素など1価の陰イオンは、水移動に伴って溶脱するので(第2章・第1節)、灰色低地土畑では、選択流が硝酸態窒素の溶脱に重要な役割を担っていることは明らかである。このため、灰色低地土畑は、マトリックス流を主体とする黒ボク土畑(Hasegawa and Sakayori, 2000)に比べて硝酸態窒素の溶脱リスクが高いと考えられる。それは、選択流の日流量がマトリックス流のその1.7倍と多く(江口, 2006)、硝酸態窒素を一度の豪雨で多量かつ下層深くまで輸送するからである。したがって、春先や梅雨期など天候が不安定な時期の施肥直後は、硝酸態窒素の溶脱リスクが特に高いといえる。しかし、豪雨の発生を長期的に予測し、施肥時期を決定することは非常に困難である。金子ら(2002)は、パンライシメータにおける浸透水の流出が、概ね10 mmを越える降水でみられたことから、亀裂内への降水の侵入により貯留水が押し出された結果であるとした。本研究においても、同様のことを概ね15 mm以上の連続降水時に確認した(図 2.2-5)。これらの事実は、積算降水量が亀裂や粗孔隙中の水移動に関与していることを示唆しており、硝酸態窒素の溶脱量を積算降水量の関数として表せる可能性がある。著者は第2章・第2節の研究と並行して進めていたトレーサー実験において、基肥窒素の標識化合物として臭化物イオン(Br^-)を使用した。そこで、第2章・第1節で用いた流出濃度曲線(図 2.1-5)を改変し、積算降水量に対する流出水中の正規化 Br^- 濃度の関係を示したところ、 Br^- の流出が積算降水量 200 mmで開始し、ピークが276 mm付近に現われることが明らかになった(藤富・角重, 2007)。したがって、基肥窒素施用後からの積算降水量 200 mmが、溶脱リスク低減のための追肥省略の指標になり得ると思われる。すなわち、これが200 mm未満であれば、基肥窒素が主要根群域に多く残存していると推定されるため、作物生育を勘案した上での追肥窒素の省略が可能になると考えられる。ただし、その後の流出ピークまでに要する積算降水量は80 mm程度しかないので、豪雨による急速な流出に注意を要する。

次に、第3章では、ハウレンソウを栽植したカラムで実験を行い、施肥窒素の溶脱機構を土壌の荷電特性および保水性に基づいて解析した。第1節では、荷電特性の影響を検討し、有効陽イオ

ン交換容量が小さい中粒質灰色低地土(中粒質)は、施肥アンモニウムの土壤溶液への溶存割合が、淡色黒ボク土(黒ボク)および細粒質灰色低地土(細粒質)より 2.6 倍多いことが推定された。その結果、中粒質はアンモニア態窒素溶脱量が多く、したがって、アンモニア態窒素の溶脱特性の土壤間差、特に基肥アンモニウム施用後の溶脱特性の差は、陽イオン保持特性の差によるところが大きいと考えられた。第 2 節では、保水性の影響を検討し、生育期間における総浸透流出水量は中粒質>細粒質>黒ボクの順に多く、土壤の保水容量(圃場容水量時の保水量)が少ないほど多くなる傾向が認められた。これらのことから、陽イオン保持能および保水容量が小さい中粒質は、 NH_4^+ 選択性の高い粘土鉱物を有するものの、総合的に NH_4^+ を含む無機態窒素の保持力が脆弱であることが明らかになった。冬期は秋に播種し 3~5 月に収穫する作型の追肥施用時期に当たる。このため、蒸発散量の少ないこの時期の集中的な降雨は、土壤溶液中に溶存する硝酸態窒素やアンモニア態窒素を急速に溶脱させる可能性が高いと考えられる。また、ハウレンソウではアンモニア態窒素の過吸収による生育低下が指摘されており(建部ら, 1995)、栄養生理の面でも土壤溶液中のアンモニア態窒素濃度を適正に保つ必要がある。それゆえに、硝化速度が遅い冬期の溶脱リスクを回避するためには、土壤診断に基づく硝酸カリウムの分施や溶出期間の短いリニア型の被覆硝酸アンモニウムおよび被覆硝酸カルシウムの施用による土壤溶液濃度の制御技術の確立が望まれる。

一方、黒ボクは保水容量が大きいため、積算降水量が保水容量と蒸発散量の合量を越えない場合無機態窒素溶脱量は最少となったが、積算降水量がこれを越えた場合、浸透水に押し出されて急増することが示唆された。すなわち、黒ボク土の溶脱リスクは比較的小さいものの、蒸発散量および降雨前の土壤含水量次第で急激に溶脱することから、黒ボク土畑では低温期の含水量に留意する必要がある。したがって、葉菜類露地畑においては、施肥窒素の溶脱を軽減するために土壤タイプ別の流出パターンを考慮した施肥および土壌水分管理が重要と考えられる。

本研究では、施肥由来窒素を対象に、その溶脱と土壤理化学性との関係を中心に論議してきたが、第 4 章では加えて施肥由来窒素の有機化や土壤由来窒素も対象とした。本章では、キャベツを作付けした灰色低地土の水田転換畑を再現したライシメータと重窒素標識硫酸を用いて、施肥由来アンモニア態窒素の硝酸化成および有機化、土層中の下方移動、そして溶脱に至るまでの複雑な動態の解明を試みた。その結果、施用したアンモニア態窒素のかかなりの割合が難分解性の有機態窒素に変化したため、栽培終了後の非作付け期間における施肥窒素の溶脱が少なかった可能性が示唆された。一旦有機化した施肥由来窒素は年月を経ていずれ無機化するが、無機化の人為的コントロールは困難であり、もし、このとき作物が栽植されていなければ硝酸態窒素として溶脱する。したがって、長いスパンで見た溶脱リスクを軽減するためには、有機化が起こりやすいと考えられる尿素系からそれが起こりにくい硝安系への肥料成分の変更、または利用率の高い施肥法を選択する必要がある。本研究(第 4 章)では、キャベツの施肥由来窒素利用率が基肥に比べて追肥において優れたことを見出している。今後は、追肥を中心とする分施体系の再構築やセル内施肥(岩佐ら 2005, 鎌田ら 2008)、チェーンポット内施肥(山本・松丸, 2007)および畝内条施肥(進藤ら, 2001)など硝安系肥効調節型肥料の局所施肥技術の導入により、窒素利用率がさらに向上するものと期待される。

また、約 1 年間に溶脱した硝酸態窒素の 90%程度が土壤由来窒素を起源としており、土壤由来の硝酸態窒素の溶脱が地下水環境に影響を及ぼす可能性が示唆された。これに伴う窒素負荷を軽減するためには、当該作期間の施肥窒素量の削減だけでなく、クリーニングクロープを導入した上で圃場をなるべく裸地状態にしないことが重要である。特に、春期から夏期において地温が高く、降

水量も多い西南暖地においては、非作付け期間の短縮に努めるとともに、従来、直播栽培されることが多い軟弱野菜にも、生育停滞期間の短縮が可能な移植栽培の導入を検討する必要がある。さらに今後は、不耕起や部分耕起栽培の導入により土壌窒素の無機化の抑制に取り組むことも必要であろう。

第 5 章では、陽イオン交換反応や 2:1 型層状ケイ酸塩鉱物における固定反応において、アンモニア態窒素と同じ振る舞いをするカリウムに注目した。そこで、福岡県内の樹園地における有機質資材中の肥料相当分を含むカリ施肥量と土壌中の交換性カリ保有量との関係を検討した。その結果、家畜ふん堆肥を施用した第三紀堆積岩を母材とする宗像市の柑橘園において、pH の低下にともなう土壌溶液中の陽イオン組成の変化により、K イオンが多量に溶脱した可能性が示唆された。カリ肥料の原料は 100% 輸入に依存しており、産出国にとって貿易上の戦略物質となっている。今後、貴重なカリ資源を有効に活用するためには、農耕地に施用したカリ肥料の利用率を向上させるとともに、溶脱を防ぐための K イオンの保持を目的とする土壌溶液制御技術を導入する必要がある。それにはまず、塩基飽和度が 100% を越える園地では、炭酸カルシウムの施用を中止し、さらに、pH 低下の軽減を目的に、副生成物として硫酸塩を生じない尿素および硝酸アンモニウムを適宜分施し、過磷酸石灰の施用を避けることが有効と考えられる。

以上、本研究において、九州・沖縄地域の露地野菜畑では、栽培期間の短い品目および家畜ふん堆肥を過剰に施用した場合に、見かけの肥料成分の利用効率が低いことを明らかにした。灰色低地土畑における窒素溶脱に関して、土壌構造の発達した細粒質土壌では、流速の速い選択流が溶脱に重要な役割を担っていること、陽イオン保持能の低い中粒質土壌では、硝酸態窒素だけでなくアンモニア態窒素も秋冬作期間にかなりの割合で溶脱することを明らかにした。また、土壌タイプに応じた溶脱リスクへの対策が必要であることも示した。灰色低地土の水田転換畑では、施肥由来窒素の有機化と土壌由来窒素の無機化のため、約 1 年間に溶脱した硝酸態窒素の大部分が土壌由来窒素であり、環境負荷を抑制するためには、施肥以外の窒素源にも留意する必要性を示唆した。そして、第三紀堆積岩を母材とする樹園地では、土壌に吸着したカリウムが、pH の低下にともなう土壌溶液中の陽イオン組成の変化によって、多量に溶脱する可能性を指摘した。

今後、本研究が、農耕地における地下水の環境基準を遵守するための窒素施肥技術の開発および貴重なカリ資源の有効活用に資することを期待する。

摘 要

農耕地における肥料成分の溶脱とその機構に関する研究

地下水の硝酸態窒素汚染が、飲用地下水の多量摂取による人の健康への影響に関係していることが指摘されている。わが国では、1999 年 2 月に硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の基準値 10 mg L^{-1} が、公共水域および地下水の環境基準の項目に追加された。農耕地における地下水の硝酸態窒素汚染の原因には施肥や家畜排泄物が指摘されているが、露地野菜は肥料成分の利用率が低いため、多量の施肥が行われている。そのため、畑作地帯において硝酸態窒素汚染地が広く分布しており、対策が急務となっている。一方、陽イオン交換反応においてアンモニア態窒素と同じふるまいをするカリウムについては、世界的な戦略資源でもあり、有効利用上その土壤中での動態を把握しておく必要がある。そこで、本研究は、農耕地における硝酸態窒素およびカリウムの溶脱の実態とその溶脱機構を明らかにし、地下水の環境基準を遵守するための窒素施肥およびカリ資源の有効活用の技術開発に資することを目的とする。

第1章 露地野菜畑における施肥管理の実態解析

1.1 九州・沖縄地域の露地野菜畑における施肥と養分吸収

九州・沖縄各県における露地葉菜類の施肥と収量および肥料成分吸収との関係を解析し、以下の実態が明らかになった。

- 1) 家畜ふん堆肥の施用事例が多く、実収量からみてリン酸およびカリが過剰投入となっていた。
- 2) 葉菜類全体における見かけの肥料成分利用効率は、平均で窒素が 56.5%，リン酸が 19.1%，カリが 77.9%であり、窒素およびリン酸は全国平均に比べて高かった。
- 3) 窒素の見かけの利用効率は、リーフレタス<レタス<ホウレンソウ＝ハクサイ<ブロッコリー<キャベツの順に高く、栽培期間の短い品目ほど低い傾向であった。
- 4) キャベツでは、窒素総施肥量と実収量および窒素吸収量との関係から、現行の施肥窒素基準量は妥当な範囲であった。
- 5) レタスは、リン酸だけでなく窒素およびカリにおいても見かけの利用効率が低いことから環境負荷量が大きかった。

第2章 露地畑における土壤中の水移動形態の解明

2.1 モノリスライシメータを用いた低地土の水田転換畑における溶質移動特性の解析

細粒質泥炭質グライ低地土の水田転換畑（以下、低地土）の未攪乱土壌を充填したモノリスライシメータによる重水および臭化物イオンの不飽和定常浸透実験を行った。

- 1) ガンマ型確率密度関数を用いたパラメータフィッティングによって、低地土の溶質浸透特性を表すパラメータ: $\alpha = 4.5$, $\beta = 53$ を得た。
- 2) 重水濃度のピーク位置は最大保持水分量に比べて極めて前方にあることが認められ、土壌水の流れの中に流速の速い選択流が多く含まれることが示唆された。
- 3) 化学種間で、積算浸透流出水量に対する正規化濃度ピークの出現位置にほぼ差がなく、淡色黒ボク土でみられた臭化物イオンの土壌吸着による浸透遅延現象が認められなかった。
- 4) 3)および圃場条件下では陰イオン排除の影響を無視できることから、低地土では臭化物イオン

を溶質移動のトレーサーとして利用できる。

2.2 灰色低地土の露地野菜畑におけるマトリックス流と選択流の定量化

下層土の構造が発達した細粒灰色低地土のキャベツ畑において、降水量と土層ごとの体積含水率からマトリックス流と選択流の合計量を概算し(水収支法)、この値から、主に選択流を集水すると考えられるパンライシメータで測定した流出水量を差し引くことによって、土壤水の流れの分別定量化を試みた。

1) 深さ 40 および 60 cm における土壤体積含水率が、降雨時にほぼ同時に頻繁に圃場容水量を越えたことから、土壤水の急速な下方移動が生じたことが示された。

2) 水収支法で求めた流出水量は 846 mm で、これを積算降水量で除した流出率は 68%とマトリックス流を主体にする黒ボク土畑より高かった。

3) パンライシメータで得られた流出水量 237~807 mm を積算降水量で除した集水率は 19~65%と高く、選択流の発生が考えられた。

4) マトリックス流と選択流の比率は平均で約 2:3 であり、多雨条件の場合、灰色低地土では選択流の方が水移動に大きく寄与する可能性が示唆された。

第3章 露地野菜畑における施肥窒素の溶脱機構の解明

3.1 秋冬作ホウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する土壤の荷電特性の影響

中粒質は窒素溶脱量が土壤タイプ間で最も多く、49%の硝酸態窒素と 51%のアンモニア態窒素が含まれていた。このアンモニア態窒素の多量の溶脱については、中粒質ではECECが小さいことからその理由を説明することができた。

3.2 秋冬作ホウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する土壤の保水性の影響

1) 生育期間における総浸透流出水量は中粒質>細粒質>黒ボクの順に多く、土壤の保水容量(圃場容水量時の保水量)が少ないほど多くなる傾向が認められた。

2) 黒ボクは保水容量が大きいため積算降水量が保水容量と蒸発散量の合量を越えない場合無機態窒素溶脱量が最少であり、積算降水量がこれを越えた場合無機態窒素溶脱量は浸透水に押し出されて急増することが考えられる。

3) 本研究で明らかになった多量の無機態窒素溶脱は、低温のため土壤中に長く残存したアンモニア態窒素によりホウレンソウが生育不良となり、無機態窒素を充分吸収できなかったために起こった可能性がある。

第4章 水田転換畑における窒素溶脱の実態とその機構の解明

4.1 水田転換野菜畑における施肥由来窒素の動態と溶脱窒素の起源

灰色低地土の水田転換露地野菜畑における施肥由来窒素の動態と溶脱窒素の起源を解明するために、土壤深 90 cm のライシメータと重窒素標識硫酸を用いて冬作キャベツ単作体系における施肥由来重窒素(¹⁵N)の行方を約 1 年間調査した。

1) 施肥由来重窒素は、栽培終了時に地表から 15 cm 以内の土層に多く集積することが明らかになり、その形態は、土壤中の分布パターンが硝酸態窒素のそれと異なることから有機態と推定された。

2) 施肥由来窒素の年間溶脱率は 3.4~15.0%(平均 8.3%)と低かった。この理由として、施肥由来重窒素収支から、施肥由来窒素の溶脱が作物吸収と土壤中での有機化の両者から相加的に影

響を受けていたためと考えられた。

3) 全溶脱量に対する施肥由来窒素の寄与率は従来の畑地でのそれに比べて極めて低く、約1年間に溶脱した硝酸態窒素の90%程度が、作付け前に蓄積していた硝酸態窒素を含む土壌由来窒素を起源としていることが明らかになった。

4) 浸透流出水中の平均硝酸態窒素濃度は、非作付け期間においても $13.8 \sim 16.6 \text{ mg L}^{-1}$ と水質基準値を超過しており、水田転換畑では、土壌由来硝酸態窒素の溶脱が地下水環境に影響を及ぼす可能性が示唆された。

第5章 農耕地からのカリウム溶脱の可能性

5.1 樹園地におけるカリウムの蓄積と溶脱の可能性

福岡県内の22地点の樹園地について、有機質資材からの肥料成分を含むカリ総施肥量の推移と交換性カリ含量の推移との関係を解析した。

1) 第三紀堆積岩を土壌母材とする宗像地点では、牛ふん堆肥が施用され、カリ総施肥量が増加したにもかかわらず、第1層の交換性カリ保有量が著しく減少していた。

2) 宗像地点では pH 低下に伴う第1層からのカリウムイオン(K^+)の溶脱の可能性が示唆された。

3) それは以下の機作によることが推定された。

① 土壌に蓄積した炭酸カルシウム(カルサイト)が pH の低下により溶解し、

② 多量のカルシウムイオン(Ca^{2+})が土壌溶液中に溶出、

③ Ca^{2+} が交換体上の K^+ を置換し、 K^+ が土壌溶液中に放出され、

④ 遊離の K^+ が降雨によって溶脱した。

謝 辞

本学位論文の取りまとめにあたって、研究遂行の段階から終始ご親切かつ有意義な指導と励ましの言葉を賜った九州大学大学院農学研究院和田信一郎教授には心から感謝し、厚くお礼申し上げます。本論文の作成にあたって、九州大学大学院農学研究院大坪政美教授、九州大学大学院農学研究院山川武夫准教授には懇切なご指導とご校閲を賜った。深く感謝申し上げます。

元九州大学大学院農学研究院教授江頭和彦博士には、研究途上でご指導および激励を賜り、九州大学大学院農学研究院助教森 裕樹博士には研究遂行に当たり多大なるご協力と有意義なご助言および激励をいただいた。土壌学分野の学生および院生諸氏には文献情報の入手、実験結果の議論の際に多大なるご協力をいただいた。

福岡県農業総合試験場土壌・環境部茨木俊行博士には本研究の遂行および取りまとめに当って、貴重なご助言および激励と特段のご配慮をいただいた。元福岡県農業総合試験場豊前分場長山本富三博士には研究遂行の際に貴重なご助言を賜るとともに在学中特段のご配慮をいただいた。旧環境保全チーム森山弘信氏、竹下美保子博士、黒柳直彦氏、水田一枝博士、角重和浩氏には、研究遂行に当たり多大なるご支援とご配慮をいただいた。旧土壌管理研究室末吉孝行氏には野菜の栽培管理に当って多大なるご指導とご支援をいただいた。

また、独立行政法人農業および生物系特定産業技術研究機構（現農業・食品産業技術総合研究機構）中央農業総合研究センター前田守弘博士（現岡山大学環境理工学部）、太田 健氏には第2章の研究の際に、懇切なるご指導および有意義なご助言を賜るとともに野外測定に関して便宜を図っていただいた。同近畿中国四国農業研究センター木村秀也博士（現中央農業総合研究センター）には第4章の研究の際に、窒素同位体比質量分析計を快く使用させていただくとともに多大なるご協力を賜った。

さらに、元福岡県農業総合試験場豊前分場長庄籠徹也氏には本研究の端緒を与えていただくとともに折に触れてご激励を賜った。

以上の諸氏に心より感謝の意を表する。

最後に、妻藤富由紀の本研究とりまとめ中の多大なる協力を感謝申し上げます。

引用文献

- Barbee, G. C., Brown, K. W. (1986) Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. *Soil Sci.* 141, 2:149-154.
- Bolt, G. and Bruggenwert, M. (1980) 土壌の化学. pp.99-101, 学会出版センター, 東京.
- Bouma, J., De Laat, P.J.M. (1981) Estimation of the moisture supply capacity of some swelling clay soils in the Netherlands. *J. Hydrol.* 49:247-259.
- Bowman, S. (1984) Evaluation of some new tracers for soil water studies. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:987-993.
- Bruggenwert, M.G.M. and Kamphorst, A. (1979) Survey of experimental information on cation exchange in soil systems. In G.H. Bolt (ed.) *Soil Chemistry B, Physico-Chemical Models*, pp.141-203. Elsevier., Amsterdam.
- 地力問題研究所 (1985) 地力増進法解説. pp.62, 地球社, 東京.
- 土壌環境分析法編集委員会 (1997) 土壌環境分析法, pp.21-243. 博友社, 東京.
- 土壌保全調査事業全国協議会 (1991) 日本の耕地土壌の実態と対策, 新改訂版. 博友社, pp.175-192, 東京.
- 土壌保全調査事業全国協議会 (2003) 土壌改良と資材, 改訂 2 版. pp.217-234, 日本土壌協会, 東京.
- 江頭和彦 (1993) 土壌の事典, pp.515-516. 朝倉書店, 東京.
- 江頭和彦・城領美紀・渡邊敏朗 (1994) 福岡県水田土壌の粘土鉱物組成－筑後山間・筑後平野地域－. 九大農学芸誌 49:1-2, 23-39.
- 江頭和彦・田中有希 (1997) 福岡県水田土壌粘土鉱物地図の作成. 九大農学芸誌 51: 197-205.
- Eguchi, S. and Hasegawa, S. (2008) Determination and characterization of preferential water flow in unsaturated subsoil of Andisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72 (29):320-330.
- FAO-UNESCO (1990) Soil map of the world, revised legend. FAO, Rome.
- Feyen, J., Jacques, D., Timmerman, A. and Vanderborght, J. (1998) Modeling water flow and solute transport in heterogeneous soils, A Review of Recent Approaches. *J. Agric. Eng. Res.* 70:231-256.
- Francis, G. S., Haynes, R. J. and Williams, P. H. (1995) Effect of the timing of ploughing-in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. *J. Agric. Sci.* 124:1-9.
- 藤富慎一・角重和浩 (2007) 北部九州の沖積粘質土壌における降雨に対する水および溶質の浸透反応. 土肥学会要旨集 53:14.
- 藤富慎一・末吉孝行 (2007) 秋冬作ホウレンソウ栽培における窒素溶脱に対する土壌の理化学性の影響. 土肥誌 80, 1:23-29.
- 福岡県農政部 (1999) 福岡県果樹施肥基準. pp.3-45.
- 福岡県農政部 (2007) 有機質資材等の利用上の手引き. pp.10-11.
- 福岡県立農業試験場 (1978) II 耕地土壌の実態. 地力保全基本調査総合成績書 (I), pp.53-131.

- 浜崎忠雄・小原 洋・加藤邦彦・松森堅治・中井 信 (2002) 水保全機能評価のための土壌の類型化. 土肥誌 73: 271-278.
- Hasegawa, S. and Sakayori, T. (2000) Monitoring of matrix flow and bypass flow through the subsoil in a volcanic ash soil, *Soil.Sci.Plant Nutr.* 46 (3):661-671.
- 長谷川周一 (2000) 黒ボク土畑の圃場容水量の実態. 土壌の物理性 83:41-46.
- 長谷川周一 (2002) 土壌浸透水のモニタリングと予測(第1章), 環境負荷を予測するーモニタリングからモデリングへー. 長谷川周一・波多野隆介・岡崎正規編著, pp.13-22, 博友社, 東京.
- 長谷川周一 (2003) 土壌中の水と養分移動. 土肥誌 74(6): 839-844.
- Hasegawa, S. and Eguchi, S. (2002) Soil water condition and flow characteristics in the subsoil of a volcanic ash soil: Finding from field monitoring from 1997 to 1999. *Soil Sci. Plant Nutr.* 48 (2): 227-236.
- 長谷川周一 (2006) IV-1 土壌浸透水調査法(水収支法), 斎藤雅典ほか編, 水質環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル. 農環研, pp.103-105.
- Hatano, R., Tomita, and Sakuma, T. (1992) Diffusion process in water saturated spherical soil aggregates. *Soil Sci. Plant Nutr.* 39, 2:245-255.
- Hayashi, Y. and Hatano, R. (1999) Annual nitrogen leaching to subsurface drainage water from a clayey aquic soil cultivated with onions in Hokkaido, Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 45 (2): 451-459.
- 日高 伸・伊藤 信 (1987) 荒川扇状地における地下水水質の実態解析と調査法. 埼玉農試研報, 42: 61-84.
- Hillel, D. (2001) 第1巻 土と水の物理学, 環境土壌物理学. pp.127-137, 農林統計協会, 東京.
- Hillel, D. (2001) 第2巻 耕地の土壌物理, 環境土壌物理学. pp.81-82, 農林統計協会, 東京.
- 平舘俊太郎 (2003) 第10章 土壌の収着現象と化学物質の挙動, 土のコロイド現象. pp.375-377, 学会出版センター, 東京.
- 一ノ瀬忠雄 (1996) 第3章 4 ホウレンソウ, 鈴木芳夫編図集野菜栽培の基礎知識. pp.214-219, 農文協, 東京.
- 井上克広 (1997) 第3章 土壌の材料, 3.3 粘土の生成, 最新土壌学. pp.39, 朝倉書店, 東京.
- 石塚善明・田中 明・林 満 (1962) 畑作物に対する施肥 位置に関する研究 第1報 肥料成分の土壌中における移動. 土肥誌 33: 562-566.
- 岩佐博邦・大塚英一・真行寺 孝・井上 満・小林広行 (2005) セル培養土内基肥施用によるキャベツの減窒素栽培. 千葉農総研研報 4: 23-31.
- Jacobsen, O.H., Leij, F.K. and van Genuchten, M.T. (1992) Parameter determination for chloride and tritium transport in undisturbed lysimeters during steady flow. *Nordic Hydrology* 23: 89-104.
- Jalali, M. and Rowell, D.L. (2003) The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. *Experimental Agr.* 39, 4: 379-394.
- James, R.V. and Rubin, J. (1986) Transport of chloride ion a weter-unsaturated soil exhibiting anion exclusion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 1142-1149.

- Jemison, J.M. and Fox, R.H. (1992) Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. *Soil Sci.* 154, 2: 85-94.
- 神野雄一・本名俊正 (1999) ライシメータ試験によるシバ畑における施肥窒素の溶脱過程と窒素収支. *土肥誌* 70: 297-305.
- Jury, W. (1982) Simulation of solute transport using a transfer function model. *Water Resour. Res.* 18: 363-368.
- Jury, W. and Gruber, J. (1989) A stochastic analysis of the influence of soil and climatic variability on the estimate of pesticide groundwater pollution potential. *Water Resour. Res.* 25: 2465-2474.
- Jury, W. and Roth, K. (2005) 土壌中の溶質移動の基礎. pp.7-25, 九州大学出版会, 福岡.
- Jury, W. and Horton, R. (2006) 土壌物理学－土中の水・熱・ガス・化学物質移動の基礎と応用－. pp.89, 138, 237. 築地書館, 東京.
- 甲斐秀明 (1980) 第 11 章 土壌の生化学, 土の微生物. pp.360-366, 博友社, 東京.
- 亀和田國彦 (1994) 畑地における土壌中陰イオン含量 (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) の垂直分布. *土肥誌* 65: 255-265.
- 鎌田 淳・畑 克利・江村 薫 (2008) リン酸・カリ蓄積圃場におけるブロッコリーセル内全量基肥法. 平成 20 年度埼玉県研究成果情報.
- 鴨田福也・谷口利策・加藤一郎・坂田公男 (1972) 作物の水分消費特性に関する研究 第 6 報 ハウス内栽培そ菜の蒸発散量について. *東近農試報* 24: 76-93.
- 神田健一・須賀有子 (1998) 畑土壌における浸透水の硝酸態窒素濃度に及ぼす灌水量と地温の影響. *土肥誌* 69(3): 249-255.
- 兼子 明・和田信一郎 (1996) 福岡県内のいくつかの施設土壌における塩基の存在状態および分析上の問題点. *土肥誌* 67(6): 613-618.
- 金子文宣・山本幸洋 (1999) パンライシメータ法による砂質露地畑における窒素収支の測定. *土肥誌* 70(2): 190-193.
- 金子文宣・大塚英一・山本幸洋・大谷邦洋・犬伏和之・載 偉 (2002) パンライシメータ法による関東ローム堆積露地畑における土壌水および硝酸態窒素の浸透実態. *土肥誌* 73(5): 501-507.
- 環境省 (2007) 平成 18 年度地下水質測定結果.
<http://www.env.go.jp/water/report/h19-05/index.html>
- 加藤英孝・Clothier, B. (1991) 黒ボク土下層土への浸潤過程で生じる吸着をとまなう陰イオンの輸送. *土肥学会要旨集* 37: 8.
- 小林義之・大嶋秀雄・長谷川功・新美 洋 (1995) 暖地多雨地帯の飼料作物畑における施肥窒素の動態. *九農試報* 29: 125-133.
- 越野正義 (1976) V. 肥料成分の農耕地からの排出と富栄養化, 早瀬達郎・安藤淳平・越野正義編, 肥料と環境保全. pp.150-191, ソフトサイエンス社, 東京.
- 小山 太・高椋久次郎 (2001) 家畜ふん堆肥の成分的特徴 第 1 報 副資材と堆積場所の差異が乳牛および肉牛ふん堆肥の化学成分に及ぼす影響. *福岡農総試研報* 19: 110-114.
- Krause, H. H. (1965) effect of pH on leaching losses of potassium applied to forest nursery soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 29: 613-615.

- 熊澤喜久雄 (1999) 地下水の硝酸態窒素汚染の現況. 土肥誌 70(2): 207-213.
- 國松孝男 (1985) 農耕地からの N, P 負荷. 環境技術 14: 195-202.
- 草場 敬・郡司掛則昭・藤富慎一・猪部 巖・古江広治・井手 勉・山本富三・山田一郎 (2009) 九州沖縄各県試験データに基づく土壌・施肥管理の現状解析と適正化に向けた課題. 九州農研資料 92: 1-89.
- Logsdon, S.D., Keller, K.E. and Moorman T.B. (2002) Measured and predicted solute leaching from multiple undisturbed soil columns. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 686-695.
- Macdonald, A.J., Powelson, D.S., Poulton, P.R. and Jenkinson, D.S. (1989) Unused fertilizer nitrogen in arable soils-its contribution to nitrate leaching. J. Sci. Food. Agric. 46(4): 407-408.
- Maeda, M., Liyanage, B.C. and Ozaki, Y. (1999) Water collection efficiency of wick samplers under steady state flow condition. Soil Sci. Plant Nutr. 45(2): 485-492.
- Maeda, M. and Bergström, L. (2000) Leaching patterns of heavy metals and nitrogen evaluated with a modified tanks-in-series model. J. Cont. Hydrol. 43: 165-185.
- Maeda, M. and Ota, T. (2006) A transfer function model evaluation of nitrogen leaching from monolith lysimeters containing different soil types. Nitrogen load in agro-ecosystems and its outflow to water bodies analyses with monitoring and modeling: The 3rd International Workshop of the Japan-Korea Research Cooperation, 63-64.
- 前田守弘・尾崎保夫 (2006) 埋設型ライシメータ法およびモノリスライシメータ法, 斎藤雅典ほか編, 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版. 農環研 pp.143-185.
- 松丸恒夫 (1997) 黒ボク土と砂質土における肥料窒素溶脱のライシメータ法による解析. 土肥誌 68: 423-429.
- 松本武彦・三木直倫・木場稔信 (2005) 道央の露地野菜畑における窒素環境容量からみた超過窒素量と浸透水中の NO_3^- 濃度との関係. 土肥誌 76: 411-419.
- 松波寿弥・寶示戸雅之・森 昭憲 (2005) 多量窒素連用条件下のオーチャードグラス単播草地における重窒素標識硫酸の動態. 土肥誌 76: 609-617.
- 三木直倫・安積大治・橋本 均 (2000) 北海道農耕地土壌における硝酸態窒素残存許容量と流れ易さの区分. 土肥誌 71: 396-399.
- 満田幸恵 (2008) 果菜類の点滴かん水施肥栽培に関する研究. 福岡農総試特別報告 27: 8-13.
- 宮崎 毅・長谷川周一・粕渕辰昭 (2005) 第 4 章 土の中の溶質移動. 土壌物理学, pp.54-65. 朝倉書店, 東京.
- 望月康秀・戸田任重・川島博之 (2000) 暗きょ排水組織を敷設した海岸砂地畑における窒素溶脱量の推定. 土肥誌 71(4): 512-519.
- 宗林 正 (2001) 土壌施肥編 6. 農業技術体系, pp.239-242. 農文協, 東京.
- 永井 茂 (2000) 第 8 章 硝酸性窒素による汚染と問題点. 平田健正編土壌・地下水汚染と対策, pp.131-147. 日本環境測定分析協会, 東京.
- Nakagawa, S. (1984) Study on evaporation from pasture. Env. Res. Cent. Papers. 4: 1-87.
- 日本土壌協会 (2001) 土壌機能モニタリング調査のための土壌, 水質及び植物体分析法, pp.39-251. 日本土壌協会, 東京.

- 西尾道徳 (2001a) 農業生産環境調査にみる我が国の窒素施用実態の解析. 土肥誌 72(4): 513-521.
- 西尾道徳 (2001b) 作物種類別の施肥窒素負荷量に基づく地下水の硝酸性窒素汚染リスクの評価手法. 土肥誌 72(4): 522-528.
- 西尾道徳 (2003) 農業生産環境調査にもとづく我が国のリン酸施用実態の解析. 土肥誌 74(4): 435-443.
- 西尾道徳 (2007) 堆肥・有機質肥料の基礎知識. pp.118-120, 143-144, 農文協, 東京.
- 西尾 隆・鳥山和信・関矢博幸・古賀野完爾 (1997) 転換畑土壌の窒素代謝能の経年変化とダイズの収量. 土肥誌 68: 659-666.
- 西尾 隆・荒尾知人 (2002) 土壌中の施肥アンモニア態窒素有機化量の推移に関する土壌間差異. 土肥誌 73: 493-499.
- Nishio, T., Li, X. and Komada, M. (2002) Comparison of fate of nitrogen applied to 4 different kinds of soils with particular reference to denitrification. Soil.Sci.Plant.Nutr., 49: 397-403.
- 西尾 隆 (2007) 1. 土壌中の微生物代謝プロセスに基づく窒素動態モデルの現状と課題, モデルによる土壌, 農耕地, 流域における窒素動態の理解. 土肥誌 78: 619-626.
- 農耕地土壌分類委員会 (1995) 農耕地土壌分類第 3 次改訂版, 農環研資料 17: 1-79.
- 農林水産省(2005) 食料・農業・農村基本計画.
<http://www.maff.go.jp/j/keikaku/pdf/20050325honbun.pdf>
- 農林水産省 (2009) 農林水産統計. <http://www.Maff.go.jp/j/tokei/index.html>
- 小原 洋・中井 信 (2003) 農耕地土壌の交換性塩基類の全国的変動 農耕地土壌の特性変動 (I). 土肥誌 74: 615-622.
- 小原 洋・中井 信 (2004) 農耕地土壌の可給態リン酸の全国的変動 農耕地土壌の特性変動 (II). 土肥誌 75: 59-67.
- 小田原孝治・渡邊敏朗・黒柳直彦・藤田 彰・兼子 明 (1997) 福岡県における樹園地土壌の理化学性の実態と経年変化. 福岡農総試研報 16: 87-91.
- 小川吉雄・石川 実・吉原 貢・石川昌男 (1979) 畑地からの窒素の流出に関する研究. 茨城農試特別報告 4: 30-44.
- 岡田長久・片山晴喜・鈴木晴夫 (1992) 施用した窒素とカリの土層からの溶出に及ぼす夏季降水量の影響について. 静岡柑試研報 24: 1-13.
- 岡島秀夫 (1989) 第 4 章 土と作物の相互関係. 土の構造と機能, pp.191-193. 農文協, 東京.
- 大井義弘・大津善雄 (2003) レタス連作圃場の土壌実態と年内・年明けどりレタスの 2 作 1 回施肥. 長崎農林試研報 29: 51-63.
- 大槻恭一・三野 徹・丸山利輔 (1984) 気象資料から推定したわが国の蒸発散量－実蒸発散量推定に関する研究(Ⅲ)－. 農土論集 112: 25-32.
- Pampolino, M. F., Urushiyama, T, Hatano, R. (2000) Detection of nitrate leaching through bypass flow using pan lysimeter, suction cup, and resin capsule. Soil Sci. Plant Nutr. 46 (3):703-711.
- Persson, L. and Bergström, L. (1991) Drilling method for collection of undisturbed soil monoliths. Soil Sci.Soc.Am.J. 55:285-287.

- Preston, C.M. (1972) Availability of residual fertilizer nitrogen immobilized as clay fixed ammonium and organic N, *Can.J.Soil.Sci.* 62:479-486.
- Radulovich, R. and Sollins, P. (1987) Improved performance of zero-tension lysimeters. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 51:1386-1388.
- Ragab, R., Cooper D., Harris G. and Catt J. (1996) Simulating nitrate leaching under winter grown on a structured clay soil considering bypass flow. *J. Hydrology* 182:157-173.
- Richards, L.A. (1931) Capillary condition of liquids in porous mediums. *Physics* 1:318-333.
- Riekerk, H. (1971) The mobility of phosphorus, potassium and calcium in a forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 35:350-356.
- Russell, A.E., Ewel, J.J. (1985) Leaching from a tropical Andept during big storms: a comparison of three methods. *Soil Sci.* 139 (2):181-189.
- 三枝正彦 (1993) 土壌の事典, pp15. 朝倉書店, 東京.
- 佐久間敏雄・倉持寛太・斉藤英樹・増谷雪雄・望月美千代・森下諦三 (1989) 土壌中における重水の挙動追跡法－分析の精度と試料調整法－. *土肥誌* 60:197-202.
- Sansoulet, J., Cabidoche, Y.M. and Cattan. P. (2007) Adsorption and transport of nitrate and potassium in an Andisol under banana (Guadeloupe, French West Indies). *Euro. J. Soil Sci.*, 58:478-489.
- 佐藤照男 (1992) 八郎潟干拓地重粘土水田土の粗孔隙の発達とその意義. *農土誌* 60 (1):25-30.
- 芝野和夫・大野芳和 (1988) 露地野菜畑における窒素の溶脱－降雨の影響と溶脱の予測－. *野菜・茶試研報* A2:201-208.
- 嶋 一徹・沖野千歳・千葉喬三 (1996) 二次表層林における重水標識土壌水, $^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$ および主要イオンの鉛直方向への移動. *日林誌* 78(4):467-474.
- 嶋田永生・武井昭夫・早川岩夫 (1970) そ菜栽培下での施用肥料 成分の行動(1). *愛知農総試研報* B2:24-30.
- 進藤勇人・佐藤福男・金田吉弘 (2001) 寒冷地における肥効調節型肥料を用いた夏どりキャベツの全量局所施肥栽培. *土肥誌* 72(6):803-806.
- Smith, S.J. and Davis, R.J. (1974) Relative movement of bromide and nitrate through soils. *J. Environ. Qual.* 3:152-155.
- 相馬 暁 (1988) 品質アップの野菜施肥. pp.188-216, 農文協, 東京.
- 杉山 恵・阿江教治・古賀伸久・山縣真人 (2002) 作物による土壌カリウムの収奪とケイ酸の可溶化. *土肥誌* 73(2):109-116.
- 鈴木慶次郎・志賀弘行 (2004) 浸透水の硝酸性窒素濃度から見た網走地域の黒ボク畑における投入窒素限界量. *土肥誌* 75:45-52.
- 建部雅子・石原俊幸・石井かおる・米山忠克 (1995) 培地の窒素形態および Ca:K 比がハウレンソウとコマツナの硝酸, アスコルビン酸, シュウ酸含有率に与える影響. *土肥誌* 66:535-543.
- 武田育郎 (2001) 水と水質環境の基礎知識. pp.52-53, オーム社, 東京.
- 竹内 誠 (1997) 農耕地からの窒素・リンの流出. *土肥誌* 68(6):708-715.
- 田中正一・古江広治・前田守弘・久保田富次郎 (2006) 厚層多腐植質黒ボク土壌における浸透水窒素濃度推定モデルの適用. *九農研* 68:78.

- Thornthwaite, C. W. (1948) An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38:55-94.
- Topp, G.C. and Davis, J.L. (1985) Time-domain reflectometry (TDR) and its application to irrigation scheduling. In: Hillel, D., ed., *Advances in Irrigation*, Vol.3, Academic press, San Diego.
- 内野浩二・立田芳伸・徳永和代・迫田和好 (2001) 鹿児島県内の施設栽培ウンシュウミカン園における土壌化学性及び葉中無機成分の実態. *鹿児島果樹試研報* 3:7-16.
- 上沢正志 (2002) 第9章 施肥. *植物栄養・肥料の事典*, 植物栄養・肥料の事典編集委員会編, pp.432-433, 朝倉書店, 東京.
- Van de Pol, R.M., Wierenga, P.J. and Nielsen, D.R. (1976) Solute movement in a field soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 1:10-13.
- Van Genuchten, M.Th., Wierenga, P.J. and O'Connor, G.A. (1976) Mass transfer studies in sorbing porous media: III. Experimental evaluation with 2,4,5-T1. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 2: 278-285.
- 和田光史 (1981) 土壌粘土によるイオンの交換・吸着反応(第1章), 土壌の吸着現象—基礎と応用—. *日本土肥学会編*, pp.5-57, 博友社, 東京.
- Wada, S.I., and Wada, K. (1985) Charge characteristics and exchangeable cation status of Korean Ultisols and Alfisols and Thai Ultisols and Oxisols. *J. Soil Sci.* 36:21-29.
- Wada, S.I., and Odahara, K. (1993) Potassium-calcium exchange in five Ap soils from paddy fields and its effect on potassium concentration in soil solution. *Soil Sci. Plant Nutr.* 39: 129-138.
- 和田信一郎 (1997) 第6章 土壌の化学性, 6.2 陽イオンの交換・吸着, 最新土壌学. pp.75-82, 朝倉書店, 東京.
- 渡邊敏朗・江頭和彦・山本富三・兼子 明 (1991) 暖地水田における土壌窒素の発現特性と施肥技術 第5報 福岡県内水田土壌の粘土鉱物組成と窒素無機化速度定数. *九州農業研究*, 53:51.
- White, R. E., Tillman, R. W. and Heng, L. K. (1999) Anion and cation leaching through large undisturbed soil cores under different flow regimes. 1. Experimental results. *Australian J. Soil Res.* 37(4): 711-726.
- 山田良三・白井一則・荻野和明・今川正弘 (2003) キャピラリーライシメータを利用した赤黄色土露地野菜畑における窒素収支. *愛知農総試研報* 35:85-90.
- 山本二美・松丸恒夫 (2007) ネギのチェーンポット内全量窒素施肥が生育および収量に及ぼす影響. *土肥誌* 78(4):371-378.
- 山本一彦 (1994) 土壌・植物栄養・環境事典. pp.102-103, 博友社, 東京.
- 山本幸洋・金子文宣 (2000) 砂質露地畑におけるパンライシメータ法による農薬鉛直浸透量の測定. *日本農薬学会誌* 25:207-211.
- 米田茂男 (1980) 農地排水による肥料成分の排出機構(2), 富栄養化に及ぼす肥料の影響評価に関する諸問題(1). *農及園* 55:1336-1340.
- 米田茂男 (1981) 農地排水による肥料成分の排出機構(3), 富栄養化に及ぼす肥料の影響評価に関する諸問題(1). *農及園* 56:1460-1464.

- 吉田清志 (2006) 野菜の施肥と栽培, 葉菜・マメ類編, レタス. pp.83-91, 農文協, 東京.
- 吉田重方 (1992) 樹園地暗きょからの栄養塩類の流出についての一考察. 土肥誌 63 (5):590-592.
- 結田康一 (1993) ヨウ素および臭素の土壌・植物系を中心とした動態－欠乏, 過剰, 環境汚染問題とのかかわり－. 土肥誌 65(1):92-101.
- Zhu, Y., Fox, R.H. and Toth, J.D. (2002) Leachate collection efficiency of zero-tension pan and passive capillary fiberglass wick lysimeters. Soil Sci. Soc. Am. J. 66:37-43.

A study on leaching of fertilizer nutrients and the leaching mechanism in arable land

Summary

Nitrate (NO_3) contaminated groundwater is known to affect human health because groundwater is used for drinking water. In 1999, the Japanese Government established an environmental quality standard for $\text{NO}_3\text{-N}$ in groundwater (10 mg L^{-1}). Excessive application of nitrogenous fertilizers was reported to be one of the causes of groundwater contamination by NO_3 leaching: a large proportion of the unabsorbed $\text{NO}_3\text{-N}$ may leach from the root zone and eventually reach groundwater. Because utilization efficiency of fertilizers for vegetables cultivated in outdoors is generally low, large amounts of fertilizer are applied. Therefore, the NO_3 -polluted regions are distributed in outdoor vegetable cultivation fields, and investigating this area of land is an urgent need. Meanwhile, potassium (K), which behaves a similar to ammonium (NH_4)-N with regard to cation exchange reaction, is a strategic resource. Therefore, K leaching from an arable land is unfavorable for effective uses.

The objectives of this study are to evaluate $\text{NO}_3\text{-N}$ and K leaching from an agricultural land and to understand the leaching mechanism. The results of the study are summarized below.

First, in chapter 1, the author has discussed the relation between plant nutrient management practices and productions in outdoor cultivation of vegetables in the Kyusyu and Okinawa region. It was found that the shorter the cultivation period, the lower is the utilization efficiency of the applied nitrogenous fertilizer: the efficiency was lowest for leaf lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *crispa*), followed by lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *capitata*), spinach (*Spinacia oleracea* L.), and then cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *capitata*). In some cases, excessive application of manures caused a decrease in the utilization efficiency of nitrogenous and potassic fertilizers, suggesting that

NO₃-N and K might have leached from the root zone.

To reduce NO₃-N leaching in agricultural land, it is essential to reduce the amount of applied nitrogenous fertilizers, while maintaining crop productivity. Therefore, predicting the amount of NO₃-N leaching is very important. Because water movement in soil is accompanied by the transport of NO₃-N, which is hardly adsorbed by the soil matrix, downward water flow is a good parameter to predict NO₃-N leaching. Water flow comprises (1) matrix flow via micropores in soil matrix and (2) preferential flow, which is a rapid flow, via shrinking cracks and macropores. In the first section of chapter 2, the author has designed the use of non-reactant tracers such as heavy water (D₂O) and bromide (Br) to investigate the percolation properties by using a monolith lysimeter. The lysimeter was filled with undisturbed Gley Lowland soil of upland field, which was converted from a paddy field. This percolation simulation model created using the gamma distribution-probability density function revealed that the preferential flow contributed to NO₃-N leaching. In addition, this study showed that Br could be used as a tracer instead of D₂O when observing the Lowland soil on field conditions.

In the second section of chapter 2, the author has described the combined use of the water balance method and pan lysimeter method to determine the proportion of matrix flow to preferential flow in clayey Gray Lowland soil (Soil Taxonomy; thermic Aeric Haplaquent). The experimental site was a farmer's outdoor cultivation field located in Kurume City, where *B. oleracea* L. var. *capitata* was cultivated. The contribution of preferential flow to the percolation was approximately 1.5 times than the matrix flow during the growing and fallow periods, including the rainy season. Hence, in a well-structured Gray Lowland soil, it is possible that preferential flow greatly contributes to the deep drainage of NO₃-N.

In chapter 3, the author has described the examination of the effect of the physico-chemical properties of soils in inorganic nitrogen leaching during *S. oleracea* L. cultivation in autumn and winter by using columns packed with light-colored Andosol (A), loamy Gray Lowland soil (L), and

clayey Gray Lowland soil (C). The first section of chapter 3 has described the effect of cation exchange capacity. L showed the largest inorganic-N leaching, which comprised of 49 % of $\text{NO}_3\text{-N}$ and 51 % of $\text{NH}_4\text{-N}$. The considerably high leaching of $\text{NH}_4\text{-N}$ could be semiquantitatively explained in terms of the lowest effective cation exchange capacity of L.

In the second section of chapter 3, the effect of water holding properties and crop growth has been discussed. The 3 soil types showed a variation in the total amount of percolated water in the growing period in the following order: $\text{L} > \text{C} > \text{A}$: the amounts of inversely corresponded to the water holding capacity of the soils. The amount of inorganic-N leaching from A, which has the highest water holding capacity, was least before the cumulative irrigation exceeded the sum of water holding capacity and evapotranspiration; however, after exceeding this amounts, inorganic-N leaching upsurged due to the rapid water flow. The fairly high inorganic-N leaching observed in the present experiment might have been resulted from the scant uptake of inorganic-N by *S. oleracea* L., whose growth was hindered by the surplus soil $\text{NH}_4\text{-N}$.

In chapter 4, the author has described the fate of heavy nitrogen (^{15}N) -labeled $\text{NH}_4\text{-N}$ fertilizer in winter monoculture *B. oleracea* L. var. *capitata* that was investigated by using lysimeters packed with Gray Lowland soils, which were primarily paddy fields. A large portion of the ^{15}N derived from fertilizer accumulated in an immobilized form in the topsoil 15 cm from the surface, until the harvest season. The percentage of ^{15}N leaching was relatively low, ranging from 3.4% to 15.0% (average 8.3%) in about 1 year, probably due to the synergistic effect of plant uptake and immobilization in the soil. In this study, the contribution of fertilizer N to the total $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching was markedly lower than that in a conventional upland field. Thus, it was demonstrated that about 90% of annual leaching of $\text{NO}_3\text{-N}$ was derived from the indigenous organic soil matter. During the fallow period, the average concentration of $\text{NO}_3\text{-N}$ contained in leaching water ranged from 13.8 to 16.6 mg L^{-1} and exceeded the prescribed water-quality standard, suggesting that $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching from soils may affect groundwater quality.

In chapter 5, the author has described the analysis of the relation between the amount of potassic fertilizer application, which included the nutrient in organic materials, and the amount of exchangeable K in the topsoil in 22 survey-point orchards in Fukuoka Prefecture. At the Munakata point that contained mainly soil from the Tertiary, the exchangeable K showed a markedly decrease, regardless of the increase in the potassic fertilizer application. As the reason, it was suggested that K might leach from the topsoil because of a change in the cation component of the soil solution depending on the decline in the soil pH.

福岡県農業総合試験場特別報告
第34号

農耕地における肥料成分の溶脱と
その機構に関する研究

発行 平成24年 3月

福岡県農業総合試験場
〒818-8549 福岡県筑紫野市吉木 587
TEL 092-924-2971

著書 藤 富 慎 一

印刷所 株式会社 星光社
〒812-0042 福岡県博多区豊1丁目5-26
TEL 092-475-7711